

**М. М. Харитонов, М. Г. Бабенко, Н. В. Мартинова,
І. В. Рула, Н. В. Гончар, О. О. Гаврюшенко, І. І. Клімкіна,
О. В. Золотовська, Л. А. Фролова**

**КОМПЛЕКСНА ЕКОЛОГІЧНА
ОЦІНКА СТВОРЕННЯ
ЕНЕРГЕТИЧНИХ ПЛАНТАЦІЙ
НА РЕКУЛЬТИВОВАНИХ ЗЕМЛЯХ**

VISIT...

LANZAROTE
Caliente.COM

УДК 631.95: 633.282: 620.952
Х 20

Рекомендовано до друку науково-технічною радою ДДАЕУ,
(протокол № 4 від «24» грудня 2020 р.)

Рецензенти:

Писаренко П. В. доктор сільськогосподарських наук, Полтавський державний аграрний університет, професор кафедри землеробства і агрохімії ім. В. І. Сазанова;

Пічура В. І. доктор сільськогосподарських наук, Херсонський державний аграрно-економічний університет, зав. кафедри екології та сталого розвитку ім. професора Ю. В. Пилипенка.

Авторський колектив:

Харитонов М. М., Бабенко М. Г., Мартинова Н. В.,
Рула І. В., Гончар Н. В., Гаврюшенко О. О., Клімкіна І. І.,
Золотовська О. В., Фролова Л. А.

Х 20 Комплексна екологічна оцінка створення енергетичних плантацій на рекультивованих землях: монографія/ За ред. д. с.-г. наук, проф. Харитонов М. М. / [М. М. Харитонов, М. Г. Бабенко, Н. В. Мартинова, І. В. Рула, Н. В. Гончар, О. О. Гаврюшенко, І. І. Клімкіна, О. В. Золотовська, Л. А. Фролова]. Дніпро: ЛІРА, 2020. 192с.
ISBN 978-966-981-453-1

Надана характеристика кліматичних та едафо – біологічних особливостей вирощування біологічної сировини на рекультивованих землях в Дніпропетровській області. Зроблена оцінка перспектив вирощування енергетичних культур на фітомеліорованих гірських породах для виробництва біопалива. Акумуляція енергії біомасою швидко ростучих рослин залежить від виду технотеху та дози органо-мінеральної домішки.

УДК 631.95: 633.282: 620.952

© Харитонов М. М., Бабенко М. Г.,
Мартинова Н. В., Рула І. В.,
Гончар Н. В., Гаврюшенко О. О.,
Клімкіна І. І., Золотовська О. В.,
Фролова Л. А., 2020.

© ЛІРА, 2020.

ISBN 978-966-981-453-1

ПЕРЕДМОВА

Швидке виснаження природних ресурсів і деградація навколишнього середовища в усьому світі порушують питання розробки інноваційних технологій біологічної рекультивациі земель.

Дніпропетровська область розташована на південному сході України. Регіон займає територію 31923 км² (5,3 % загальної території України). Площа порушених гірничими розробками земель і промислових звалищ становить близько 200 тис. га, розташованих у декількох районах з родовищами марганцю, заліза, кольорових металів, уранових руд і вугілля. Видобуток та переробка корисних копалин на гірничо-видобувних підприємствах у природно-економічному регіоні Придніпров'я призвели до утворення значної площі рекультивованих земель та техногенних пустель. Такі маргінальні землі, як кар'єрні та шахтні відвали, низькопродуктивні пасовища і луки, занедбані малоцінні землі тощо мають добрий потенціал для вирощування енергетичних рослин як вихідної сировини для біоенергетики та біопродуктів. В умовах сьогодення ці маргінальні землі можна розглядати як суттєвий ресурс постачання багатой вуглеводними компонентами біосировини, придатної для опалювання об'єктів муніципального значення та виробництва біоволокна, біопластику та біовугілля. Швидкорослі культури (міскантус, світчграсс, тополя, верба, павловнія) можуть бути першим вибором для вирощування в таких районах. Однак отримання високих урожаїв сировини на маргінальних землях вимагає покращення фізико-хімічних властивостей ґрунту. Якщо воно забезпечується з використанням традиційних добрив і вапна, це може істотно збільшити загальні витрати. Використання деяких відходів у ролі нетрадиційних добрив створює додатковий резерв у підвищенні урожайності енергокультур на маргінальних землях. Серед них – осад стічних вод комунально-побутового походження, біокомпости, зола та біовугілля (як продукти спалювання біомаси енергокультур та відходів підприємств АПК у котлах та піролізних печах). Використання таких домішок може не тільки підвищити врожайність, але й позитивно вплинути на біологічні та фізико-хімічні властивості ґрунтового профілю.

Отже, розробка економічних та енергоефективних рішень стосовно сумісного застосування комунальних та сільськогосподарських відходів поживних речовин як органо-мінерального добрива може стати альтернативою використанню звичайних добрив задля виробництва енергії та біопродуктів на маргінальних землях у гірничо-видобувних регіонах Дніпропетровської області. Застосування побічних продуктів на основі біосировини являє собою надійний метод менеджменту відходів та забезпечує переробку поживних речовин для росту енергетичних культур, що відповідає європейській політиці циркуляційної економіки.

1. ОГЛЯД СУЧАСНИХ ТЕНДЕНЦІЙ РОЗВИТКУ БІОЕНЕРГЕТИКИ В УКРАЇНІ ТА СВІТІ

Розвиток біопаливного виробництва, що з'явилося на стику сільського господарства та енергетики на світовому рівні, був однією з найважливіших аграрних розробок останніх років. З 90-х років промислово розвинені економіки Північної Америки та Європи активно проводять політику на підтримку вітчизняних галузей виробництва біопалива для досягнення енергетичної безпеки, розробки заміни викопного палива та підтримку сільської економіки. Крім того, зростає занепокоєння з приводу зміни клімату в останнє десятиріччя викликало інтерес до біопалива як можливого засобу пом'якшення викидів парникових газів (Field et al., 2008; Gelfand et al., 2011; Chu and Majumdar, 2012).

У країнах, де створена біопаливна промисловість, вихідну сировину зазвичай беруть з числа найважливіших сільськогосподарських культур у країні (наприклад, кукурудза у США, ріпак у ЄС, цукрова тростина в Бразилії, олійна пальма в Малайзії та Індонезії). Біопаливо, як правило, очолюється кількома панівними культурами, орієнтованими на програму активної політики, що також враховує вітчизняні моделі споживання біопалива (наприклад, етанол у США та Бразилії, біодизель у ЄС). Однак для задоволення зростаючого майбутнього попиту на біопаливо збільшується інтерес до вивчення інших можливих сировинних ресурсів (наприклад, цукрової тростини, маніоки, пальмової олії, солодкої картоплі, ятрофи) та спеціалізованих енергетичних культур (наприклад, світлграс, міскантус та деревні культури з коротким оборотом) для вдосконаленого (целюлозного) біопалива (Elbehri et al., 2013; Дідківська та ін., 2020).

Найпоширенішим біопаливом є етанол та біодизель. Біоетанол являє собою рідке біопаливо, що найбільш широко використовується у світі. Глобальне виробництво біоetanолу (приблизно 97 %) досягло 28 мільярдів галонів у 2010 році, причому Сполучені Штати (кукурудза) та Бразилія (цукровий очерет) були світовими лідерами, виробляючи 23 мільярди галонів, що разом складає 90 % загального світового виробництва. Інші країни-виробники етанолу включають держави-члени Європейського Союзу (переважно Німеччину, Іспанію, Францію, Швецію, Італію та Польщу), Китай, Канаду, Австралію та Таїланд. До 2012 року виробництво етанолу поглинуло понад 50 % врожаю цукрового очерету в Бразилії та 37 % врожаю грубих зерен у Сполучених Штатах. На ринках біодизелю домінують Європейський Союз, США, Аргентина, Бразилія, Малайзія, Індонезія, Сінгапур та Китай. Європейський Союз є найбільшим виробником та споживачем біодизелю, на який припадає 80 % світового виробництва (Pahl, 2005; de Vries et al., 2010; Saunders et al., 2011).

Структура паливного балансу України близька до світової: одну третину від усього палива складає тверде (вугілля), дві третини – вуглеводнева частка (нафта, газ) (Шидловський та Стогній, 2004). За рахунок власних ресурсів Україна може покривати лише 20 % потреб у природному газі та 10 % в нафті. З кожним роком видобуток окремих видів палива падає, а попит на них зростає. Споживання основних енергоносіїв за останні роки підвищився, що пов'язано, очевидно, зі збільшенням виробничих потужностей промислових підприємств (Гелетуша та Железна, 2006). Постійно зростає вартість усіх видів палива, ухвалені міжнародними організаціями та урядами країн рішення про охорону навколишнього природного середовища вимагають нових технічних рішень для підвищення ефективності спалювання палива і скорочення емісії продуктів згоряння. За більш ніж 100 років розвитку промисловості успіх в удосконаленні енергетичних установок оцінювався за результатами ефективності використання палива, підвищення потужності, надійності роботи.

Одним з основних напрямків реалізації енергетичної політики в країні є формування паливно-енергетичного балансу (ПЕБ), який відповідав би власним запасам України в паливно-енергетичних ресурсах (ПЕР) і світовим тенденціям у використанні енергоносіїв. Друга проблема ПЕР – застарілі технології та обладнання, на яких базується промисловість України. В Україні на один долар виробленої продукції витрачається 89 кг умовного палива (у. п.). Це в 3-5 разів більше, ніж у розвинених країнах. Водночас залежність від постачання палива з інших країн в останні роки становила 60 %. На жаль, в Україні немає адекватного ставлення до цієї проблеми. На зниження рівня енергетичної залежності в першу чергу впливають заходи щодо зменшення частки загального імпорту ПЕР, а також поліпшення їхнього використання. Отже, необхідно уважно розглянути і врахувати стан світового ринку ПЕР, світової енергетики в цілому, перспективи їх розвитку та роль України на глобальному світовому ринку. Згідно з комплексною державною програмою енергозбереження України енергетичні ресурси відновлюваних джерел енергії (ВДЕ) складають в загальному 78,2 млн т у. п./рік (Гелетуша та др., 2005; Олейник и др., 2007; Высоцкий и Щебрущенко, 2007). З них на частку біоенергетики припадає 21,2 млн т у. п./рік (27 % загального внеску ВДЕ). Для України, яка через географічне положення має помірний потенціал вітро-, гідро- та сонячних ресурсів і водночас володіє розвиненим сільським господарством, яке провадить значну кількість органічних відходів біомаси, останні можуть і повинні стати пріоритетним розвитком відновлюваних джерел енергії. В цілому енергетичний потенціал біоенергетичних ресурсів (відходів сільського та лісового господарства, торфу) в Україні еквівалентний 21 млрд кубометрів природного газу. Таким чином, до 2030 року біомаса здатна забезпечити

близько 10 % загальної потреби України в первинній енергії (сьогодні вона становить 220 млн тонн умовного палива). Розвиток цієї складової балансу дозволить у майбутньому перерозподілити співвідношення споживання різних видів енергії, тобто підвищити питому вагу нетрадиційних енергоносіїв, зокрема, біопалива, й буде супроводжуватися суттєвим зниженням споживання твердого палива, газу і нафти. Така перспектива доведена щодо застосування піролізного газу як додатку до природного газу (Губинский и др., 2001; Усенко и др., 2006). Вочевидь, заміщення традиційних видів палива біологічним має певний інтерес як з економічної точки зору, так і для технології.

1.1. Теплоенергетичні аспекти використання біопалива

Великий попит на енергетичне використання біомаси пов'язаний не тільки з економічними передумовами, але й з бажанням знизити викиди парникових газів під час спалювання викопного палива. Водночас, утилізація відходів біомаси є не менш актуальним екологічним завданням. Використання біомаси як палива – одна з небагатьох реальних альтернатив зниження парникового ефекту, оскільки рослинні відходи є нейтральними відносно до балансу CO₂ в атмосфері. Тобто під час їхнього спалювання виділяється така сама кількість CO₂, яка була поглинута в процесі росту рослин. Використання ж нафти, вугілля і газу для отримання енергії призводить до збільшення концентрації CO₂ в атмосфері, оскільки при цьому спалюється вуглець, який накопичується в цих енергоносіях протягом багатьох років (табл. 1.1). Слід зазначити, що метан вважається другим після вуглекислого газу за ступенем впливу на глобальне потепління. Концентрація метану в атмосфері щорічно зростає на 0,5 %, вуглекислого газу – на 0,4 % і оксиду азоту – на 0,25 % (Мандиль, 2007). Біомаса може бути використана як тверде паливо або перероблена в рідкий чи газоподібний стан.

Як тверде паливо можуть бути використані шматкові відходи переробки деревини. Однак вивозити великі шматкові відходи за межі підприємства, навіть на невеликі відстані, не вигідно у зв'язку з великою складністю складських і вантажно-розвантажувальних робіт. Тому доцільно переробляти шматкові відходи в тріску на місці і направляти цю щепу на відповідні спеціалізовані підприємства для використання як вихідної сировини. Шматкові відходи слід переробляти в тріску задля використання їх не тільки як технологічної сировини, але і як заводського палива (за використання традиційних котлів). Найбільш ефективно та інтенсивно згорають відходи, що мають розмір від 25 до 100 мм (тріска) (Левин, 1980). Залежно від цільового призначення і висунутих вимог, розрізняють тріску технологічну і паливну. Основним обладнанням під час виготовлення технологічної тріски є рубальні машини.

Таблиця 1.1

Характеристики головних парникових газів

Парниковий газ	Основне джерело	Відсоток концентрації в атмосфері	Щорічний приріст, %	Приріст в атмосфері	Ефективний час перебування в атмосфері
Двоокис вуглецю	Виробництво енергії, зведення лісів, спалювання біомаси	360	0,4 %	біля 7,1 млрд. т/г	50–200 років
Метан	Виробництво природного газу та його транспортування; процес травлення (напр., у худоби); рисівник; виділення сміттєвих газів; зведення лісів	1,7	0,5 %	37 млн. т/г	12,5 років
Оксид азоту	В основному від використання добрив і спалювання викопного палива в двигунах внутрішнього згоряння	315	0,25 %	3–8 млн. т/г 27	120 років

Брикетування сипучої деревини виконують шляхом пресування з єднальними речовинами або без них. Більш широко застосовується брикетування без сполучних речовин. Сипуча деревина, яка займає значний простір, після брикетування зменшується в об'ємі в кілька разів, стає транспортабельною і зручною в обігу. Брикетування сипучих відходів збільшує теплотворну здатність тирси та стружки. Брикети застосовуються як заводське паливо і для постачання місцевому населенню. Брикетування тирси збільшує продуктивність варильних котлів в гідролізному виробництві під час завантаження цих котлів не сосною тирсою, а тирсовими брикетами. Для брикетування тріски потрібні більш потужні преси, ніж для брикетування тирси. Практично брикетуванню піддається тільки тирса. Вологість тирси перед брикетуванням повинна бути не вище ніж 12–15 % і не нижче 8–9 % (Фенгель и Вегенер, 1996).

Гранулювання деревних відходів – це отримання паливних гранул з будь-яких деревних відходів, що утворюються в процесі механічної переробки деревини. До переваг цього способу обробки можна віднести раціональне використання деревних відходів, отримання

висококалорійного екологічно чистого палива, підвищення ККД, можливість введення системи механізації й автоматизації топкових пристроїв завдяки використанню гранул, підвищення стійкості процесів горіння. Технологія гранулювання деревних відходів включає: збір відходів, подрібнення, сушіння та безпосередньо гранулювання. Сутність гранулювання полягає в послідовній обробці сухої дрібнодисперсної сипучої сировини вологою, температурою і тиском. Як основне обладнання для гранулювання можуть бути використані сільськогосподарські гранулятори.

У нетрадиційній енергетиці особливе місце посідає переробка біомаси метановим бродінням з отриманням біогазу, що містить близько 70 % метану, і стерильних органічних добрив. Надзвичайно важлива утилізація біомаси в сільському господарстві, де на різні технологічні потреби витрачається велика кількість палива і безперервно зростає потреба у високоякісних добривах. Біогаз – це суміш метану і вуглекислого газу, що утворюється в процесі анаеробного зброджування спеціальних реакторах-метантенках, влаштованих і керованих таким чином, щоб забезпечити максимальне виділення метану. Енергія, що отримується під час спалювання біогазу, може досягати 60–90 % від тієї, якою володіє вихідний матеріал (Гелетука и Матвеев, 2008).

Інше, і дуже важливе: гідність процесу переробки біомаси полягає в тому, що в його відходах міститься значно менше хвороботворних мікроорганізмів, ніж у вихідному матеріалі. Отримання біогазу економічно виправдане і є кращим при переробці постійного потоку відходів (стоки тваринницьких ферм, боєнь, рослинних відходів тощо). Економічність полягає в тому, що немає потреби в попередньому зборі відходів, в організації та управлінні їхнього подачею; при цьому відомо, скільки і коли буде отримано відходів. Отримання біогазу можливе в установках різних масштабів, особливо ефективно на агропромислових комплексах, де існує можливість реалізації повного безвідходного циклу.

До рідких видів палива, вироблених із біомаси, відносять: біопаливо (біоетанол, біодизель) або смоли, піропаливо, масла.

Паливний етанол – це високооктановий, кисневмісний компонент палива, який отримують під час ферментації цукру. Цукор зазвичай отримують з цукрових культур, шляхом гідролізу зернового крохмалю або через гідроліз лігноцелюлозних матеріалів, таких, як солома, трава і деревина. Основний процес включає ферментний гідроліз крохмалю і цукру, які містяться в зерні, і ферментацію цукру в етанол за допомогою дріжджів. Слабкий розчин етанолу дистильовується і зневоднюється для отримання безводного етанолу, який підходить для перемішування з бензином в автомобілях.

Біодизельне паливо – це вид палива, який отримують шляхом перетерифікації рослинного масла і який може змішуватися або

використовуватися як заміник дизельного палива у двигунах. Одним з основних видів сировини для отримання біодизелю є ріпак, у якому міститься багато жирів, котрі забезпечують високу температуру згоряння. За прогнозами виробництва (Панічев, 2003; Марченко и Семенов, 2003; Аронов, 2007), рапсова олія займає четверте місце у світі (9,7 %) після соєвої (29,7 %), пальмової (13,1 %) і соняшnikової (12,3 %). Існує кілька способів використання ріпаку для виробництва біодизельного палива. З наведених даних виходить, що використання відходів сільськогосподарських підприємств як сировини для виробництва палива має велику економічну привабливість. Для вирощування сировинних технічних культур необхідні великі площі землі, додаткове обладнання для переробки в рідке паливо, високі витрати енергії на його виробництво, які співвідносні з енергетичним потенціалом одержуваного продукту. З екологічної сторони це може сприяти пом'якшенню проблеми зміни клімату, зменшенню кількості кислотних дощів, ерозії ґрунту, забруднення водойм, забезпеченню середовища для існування диких видів тварин, а також допомогти підтримувати здорові умови існування лісів за допомогою кращого менеджменту. Отже, основна увага приділяється розробкам технологій виробництва висококалорійного паливного газу з відходів підприємств із переробки біомаси.

1.2. Аналіз способів переробки біомаси

Технології утилізації біомаси перебувають на початку свого розвитку в Україні та мають хороші перспективи для комерціалізації в найближчому майбутньому, особливо у світлі різкого підвищення вартості природного газу. В умовах сьогодення Україна споживає біомасу переважно у вигляді деревного палива – близько 1 млн тонн у. п./рік за традиційного спалювання дров для опалення приватних будинків, а також у більш ніж 1000 котлах, які встановлені на підприємствах лісової і деревообробної галузей України. Вочевидь, починати процес широкого впровадження біоенергетичних технологій треба з введення в експлуатацію сучасних котлів для спалювання відходів деревини, соломи і торфу а також будівництва мініелектростанцій на біогазі з полігонів ТПВ (твердих побутових відходів).

Інші технології виробництва енергії з біомаси (біогаз із гною, рідке паливо, енергетичні культури) є не менш важливими і будуть пріоритетними в найближчому майбутньому, проте їм ще необхідно пройти демонстраційну стадію для підтвердження конкурентоспроможності їхніх економічних показників. Саме котли на біомасі та міні-електростанції на біогазі з ТПВ можуть швидко замінити природний газ для виробництва теплової та електричної енергії з найбільш

низькими інвестиційними витратами і найкоротшими термінами окупності проєктів.

Виходячи з наявного потенціалу деревини, соломи, торфу та ТПВ, обґрунтованим і доцільним визнали впровадження в найближчі 10 років наступних технологій: опалювальні котельні на деревині (1–10 МВт) – 500 одиниць; промислові котли на деревині (0,1–5 МВт) – 500 од.; побутові котли на деревині (10–50 кВт) – 53 тис. од.; фермерські котли на соломі (0,1–1 МВт) – 16 тис. од.; опалювальні котельні на соломі (1–10 МВт) – 1400 од.; опалювальні котельні на торфі (0,5–1 МВт) – 1000 од.; проєкти зі збору та утилізації біогазу з полігонів ТБ.

Основними технологіями термохімічної переробки біомаси є пряме спалювання, газифікація та піроліз.

1.2.1. Огляд сучасних технологій газифікації біомаси

Термохімічна газифікація являє собою процес часткового окислення біосировини, що містить вугілля, з отриманням газоподібного енергоносія – генераторного газу. Отриманий газ складається з монооксиду вуглецю; водню; метану; діоксиду вуглецю; невеликої кількості вуглеводневих сполук більш високого порядку, таких, як метан і етан, містить пари води; азоту (за повітряного дуття); різних домішок смоли і золи. В ролі окислювача під час газифікації можуть використовуватися повітря, кисень, пар або суміші цих речовин. Максимальна температура становить 800–1300°C.

Низькокалорійний газ це генераторний газ, який виробляється під час повітряної газифікації з вищої теплотою згоряння 4–6 МДж/мі. Цей газ можна спалювати в котлах, після очищення – в газових двигунах або турбінах, але він не придатний для транспортування по трубопроводу через низьку енергетичну щільність. Середньокалорійний газ – це газ, який виробляється під час газифікації з використанням кисню (10–12 МДж/мі). Він придатний для обмеженого транспортування по трубопроводу і для використання в ролі синтез-газу з метою отримання метанолу і газоліну.

Шляхом парової газифікації може бути отриманий середньокалорійний газ з теплотою згоряння 5–12 МДж/мі, це двостадійний процес, який реалізується в двох реакторах киплячого шару. Найбільш широко в наш час застосовується повітряна газифікація. При цьому виключаються всі витрати і труднощі, пов'язані з виробництвом і використанням кисню, а також із необхідністю двох реакторів під час парової газифікації (Гелетуха і др., 1997; Гелетуха и Железная, 1998).

За типом сировини і способу підведення окислювача основні технології можуть бути розділені на газифікацію: в щільному шарі з низхідним рухом газу (НДГ); в щільному шарі з висхідним рухом газу (ВДГ); в щільному шарі з поперечним рухом газу; в киплячому шарі (КС); в циркулюючому шарі; в потоці; в двох реакторах киплячого шару.

Газифікація з НДГ є простою, надійною і перевіреною для відносно сухих деревних гілок і трісок з вологістю до 30 % (мас) і вмістом золи менше ніж 3–5 % (мас), які містять невелику кількість частинок біомаси малого розміру. Обмеження, пов'язані з розмірами частинок, призводять до існування верхньої межі потужності газифікатора – близько 500 кг/год або 500 кВт. Вміст смол в цьому газі 50–500 мг/м³ (Сергеев и др., 2003; Сергеев, 2007).

Газифікатори з ВДГ можуть стійко працювати з сировиною вологістю до 55 %. Вимоги до фракційного складу сировини менш жорсткі, ніж у газифікаторі з НДГ. Але недоліком є великий вміст смол (близько 20 % всіх продуктів піролізу) у виробленому газі. Тому для використання як палива цей газ потребує суттєвого очищення або повинен бути в безпосередній близькості від газогенератора.

Газифікатори з поперечним рухом газу в роботі багато в чому схожі з газифікаторами з НДГ. Широкого поширення газифікатори такої конструкції не отримали.

Газифікація в КС характеризується високими швидкостями тепло- і масопереносу і хорошим перемішуванням твердої фази, що забезпечує високі швидкості реакції та постійну температуру шару. Частинки сировини повинні бути відносно малого розміру порівняно з частками в щільному шарі, тобто необхідне додаткове подрібнення.

Зола вловлюється і видаляється з вихідних газів у системі очистки. Робоча температура при газифікації біомаси – 800–850°C. У більшості випадків ступінь перетворення вуглецю досягає до 100 %, а то й відбувається надмірний виніс дрібних частинок. Газифікатор з КС виробляє газ з вмістом смол – 5–10 г/нмі, що знаходиться між рівнями вмісту смол у газах, вироблених з ВДГ і НДГ (Сергеев, 2009).

Газифікація в потоці здійснюється за більш високих температур – 1200–1500 °C. Отже, генераторний газ має низькі концентрації смол. Однак створюються великі проблеми підбору матеріалів і плавлення золи. Також є невеликий досвід роботи з біомаси в таких установках.

Газифікація у двох реакторах киплячого шару використовується для отримання газу з більш високою теплотворною здатністю, ніж в одинарному газифікаторі КС з повітряним дуттям. Але з точки зору вмісту смол якість газу незадовільна.

Спалювання генераторного газу, отриманого з біомаси, значно скорочує вміст шкідливих домішок у продуктах спалювання. А це безумовно позначиться і на екологічній обстанові у відповідних регіонах.

У таблиці 1.2 наведено типовий склад генераторного газу, отриманого при газифікації різної біомаси (Алеханович и др., 2001; Сергеев и Зысин, 2008).

Таблиця 1.2

Склад генераторного газу, % (об.)

Сировина	CO	H ₂	CH ₄	CO ₂
Деревна тріска	29	18,8	3	10,3
Лісові відходи	20	14	2.5	10
Солома (подрібнена)	18,9	17,6	2,3	13,8

Однак, незважаючи на проведені в багатьох країнах дослідження і конструкторські роботи в цій області, процеси газифікації біомаси поки не отримали широкої промислової реалізації.

1.2.2. Газифікація біомаси каталітичним методом

Оскільки карбогідрати біомаси $[C_6 (H_2O)_5]_n$ містять багато кисню і вологи, в процесі газифікації потрібно набагато менше водяної пари, ніж під час газифікації вихідного вугілля. Реакцію окисної газифікації рослинної біомаси здійснюють в автотермічному режимі, додаючи кисень або повітря.

Останнім часом зріс інтерес до дослідження каталітичної газифікації біомаси. Виявлено, що лужні каталізatori (карбонати натрію, калію та ін.) значно підвищують вихід синтез-газу під час газифікації біомаси водяною парою в інтервалах температур 550–750°C. Карбонати натрію і калію є також ефективними каталізаторами газифікації деревного вугілля діоксидом вуглецю. Солі перехідних металів, хоча і виявляють високу активність на початковій стадії реакції, дезактивуються в ході процесу.

Використовуються різні прийоми здійснення процесів каталітичної газифікації біомаси.

Газифікація механічних сумішей рослинної біомаси і каталізатора відрізняється технічною простотою, але менш ефективна порівняно з іншими прийомами каталітичної газифікації внаслідок обмеженої поверхні контакту гетерогенного каталізатора з твердою сировиною. Виняток становлять механічні суміші на основі каталізаторів, здатних плавитися або загорятися за температури процесу. Розвинена поверхня контакту досягається шляхом формування у шпаристій структурі біомаси високодисперсних частинок каталізатора. Наприклад, для введення каталізаторів до складу деревного вугілля застосовують піроліз деревини тополі з введенням іонного обліку катіонами K, Ca, Mg, Co, Ni. В газифікації деревного вугілля CO₂ за температури 800°C каталізatori розташовують за активністю в ряду Co>Ca>Ni>Mg-K-Na>Cu.

Найбільш високу активність проявляє підданий піролізу за температури 600°C кобальтовий каталізатор, що містить частинки металевого кобальту в матриці деревного вугілля. Під час застосування способу газифікації деревини, заснованому на паровому крекінгу летючих речовин у деревині в нерухомому шарі алюмонікелевого каталізатора, вихід газоподібних продуктів підвищується з 50 до 90 % порівняно з некаталітичним процесом. Високе відношення H₂CO (1,96) дає можливість використовувати синтез-газ для виробництва метанолу без стадії конверсії з водяною парою (Williams and Nugranad, 1998).

Здаються перспективними процеси окислювальної газифікації подрібненої рослинної біомаси в псевдоокисному шарі каталізатора окислення. На цій основі можливе створення комбінованих процесів переробки біомаси з одночасним отриманням паливного газу або синтез-газу, а також шпаристих вуглецевих матеріалів. Однак окисній газифікації властива низка недоліків, з яких слід зазначити малий вихід кінцевого продукту (40 %), можливість руйнування геміцелюлози до неферментувальних продуктів і низька якість побічного продукту – лігніну, який важко утилізувати.

1.2.3. Сучасні технології анаеробного зброджування

Анаеробна переробка й еталонна ферментація належать до біологічного методу переробки біомаси. В процесі анаеробної переробки або перегнивання (методом ферментації) органічні речовини розкладаються до CO₂ і CH₄. Процес анаеробної переробки органічних відходів відбувається за відсутності кисню, за участю різних груп бактерій (ацетонобутанальна ферментація), в результаті якої під дією мікроорганізмів утворюється оцтова кислота, масляна кислота, етанол, бутанол, ізопропанол, а також діоксид вуглецю і водень.

Однак при цьому відбуваються технологічні процеси, що вимагають застосування концентрованих кислот для прискорення гідролізу. У зв'язку з цим виникає необхідність у використанні додаткових спеціальних конструкційних матеріалів. Також вартість отримання продукту ферментації нині час ще дуже висока, а розроблені на їх основі процеси малопродуктивні.

Зброджування відходів являє собою процес розкладання органічних речовин з утворенням метану і вуглекислого газу в результаті життєдіяльності складного комплексу мікроорганізмів в анаеробних умовах. На першому етапі процесу відбувається розкладання високомолекулярних сполук (вуглеводів, жирів, білкових речовин) на низькомолекулярні органічні сполуки. На другому етапі за участю кислотоутворювальних бактерій відбувається їх розпад з утворенням органічних кислот і їх солей, а також спиртів вуглекислого газу (CO₂), водню (H₂), сірководню (H₂S) і аміаку (NH₃). Остаточне бактеріальне

перетворення органічних речовин у два основних компоненти (вуглекислий газ і метан) здійснюється на третьому етапі.

Основний вплив на цей процес, що відбувається в спеціальних біологічних реакторах (метантенках), надають такі умови. Перша – відсутність кисню, тому що для своєї життєдіяльності метаноутворювальні бактерії потребують абсолютно анаеробного середовища. Друга умова – підтримка певної температури. Біологічний процес найкращим чином протікає в температурному інтервалі 30–37°C. Гарні результати виходять також за реалізації так званого термофільного процесу, що протікає за 55–60°C (Матвеев, 2004). Третя умова – підтримка заданої величини рН в діапазоні 6,5–8,5. Четверте – збереження певних співвідношення газів у сировині. Наприклад, оптимальне співвідношення вуглецю та азоту (C/N) має бути в межах 16/19. При цьому, крім вуглецево-азотного балансу, для здійснення сталого та ефективного процесу анаеробного зброджування сировини в ньому необхідна наявність мікроелементів, таких, як залізо, молібден, нікель, кобальт і селен. Кінцевими продуктами анаеробного зброджування є 60–70 % метану в біогазі, 30–40 % діоксиду вуглецю, 0–3 % сірководню, домішки водню, аміаку оксидів азоту.

Кількість біогазу, що може бути виділена з різних сільськогосподарських відходів, залишків і сумішей за оптимальних умов анаеробної переробки, залежить від кількості субстрату, умов протікання процесу, бактеріального складу в реакторі тощо.

В Україні навіть невеликі фермерські господарства можуть впроваджувати прості й досить ефективні системи анаеробного зброджування. Але найбільш рентабельними є великі біогазові установки (з об'ємом метантенка не менше ніж 800 м³). Такі системи можуть бути побудовані в нашій країні на фермах великої рогатої худоби з поголів'ям від 600 голів, на свинофермах від 6000 голів, на птахофермах з поголів'ям від 200 тис. голів, на цукрових, молочних, спиртзаводах та інших підприємствах харчової промисловості. Саме на великих біогазових установках можна організувати механізацію та автоматизацію процесу, а значить, оптимізувати його параметри і забезпечити цілодобову стабільну подачу біогазу в когенераційну установку, що виробляє електричну і теплову енергію. Вартість імпортного обладнання, необхідного для будівництва систем анаеробного зброджування, для наших споживачів висока. Але за повної або часткової комплектації установок вітчизняним обладнанням ціна їх може бути значно зменшена і, відповідно, скорочується термін окупності.

За допомогою технологій анаеробного зброджування сільськогосподарських і органічних побутових відходів можна отримати біогаз з високим вмістом метану. Однак його виробництво, що базується на локальних ресурсах сировини, як правило, не велике. Крім того,

анаеробне зброджування є періодичним процесом, і склад одержуваного газу важко контролювати.

1.2.4. Технології спалювання відходів біомаси

Пряме спалювання є одним із застосовуваних методів переробки біомаси, таких, як деревина і деревні відходи, солома, міські тверді відходи, сухий гній тощо. Основними хімічними елементами, що входять до складу деревної тріски, є % (мас) по сухій речовині: вуглець – 50, кисень – близько 40, водень – 5,7. Концентрація азоту становить менше ніж 1 %, хлору і сірки – менше 0,1 %, зольність – близько 1 %. Теплота згоряння за вологості 40 % відповідає 10,5 МДж/кг (Гелетуха и Железная, 2007, 2008).

Деревну біомасу як паливо поділяють на кілька груп відповідно до її походження: спеціально заготовлена в лісі паливна деревина, відходи лісозаготівель, відходи деревопереробки тощо. Деревна тріска може бути отримана з ділової деревини, з дерев, зрубаних під час проріджування молодих насаджень, з відходів лісозаготівлі (сучкі, гілки). До групи відходів деревообробки входять деревні відходи, що утворюються під час промислової обробки деревини (кора, тирса, стружка тощо). Для отримання деревного палива останнім часом починають використовуватися також спеціально вирощувані швидкозростаючі рослини (верба, тополя, павловнія).

Зміст вологи в деревині і деревній корі коливається в широких межах – від 2 до 75 % (Жовтомир и Недовесов, 2002). Це пояснюється не тільки наявністю води в структурі біомаси, а й впливом пори року, місця зростання, а також способів зберігання і транспортування деревини. З підвищенням вологості знижується нижча теплота згоряння. До технологій спалювання деревної біомаси належать: спалювання у вихровій (циклонній) топці; спалювання розпорошеної сировини в пальнику; спалювання на решітці; спалювання пилоподібного деревного палива; спалювання в газогенераторній топці; спалювання в киплячому шарі; спалювання в циркуляційному шарі (Гелетуха и Железная, 2007, 2008).

Спалювання в вихрових топках застосовується для частинок біомаси розміром до 10–12 мм, таких, як соняшникове, гречане або рисове лушпиння. Вихровий метод має досить високі технологічні та екологічні (по СО) показники топкового процесу, можливість реалізації в топках газомазутних котлів, що мають малі обсяги (Анискин и др., 2004).

Спалювання у вихрових пальниках застосовується для дуже маленьких і сухих відходів деревини (вологістю до 20 %), наприклад, тирса і шліфувальний пил можуть спалюватися у вихровому пальнику. Переваги цієї технології: більш ефективно використовується потужність котла, забезпечується високий коефіцієнт корисної дії (ККД) котла, можливе спалювання газу або мазуту в тому ж пальнику, що і біомаса. Цей

метод вимагає попереднього подрібнення і сушки сировини. Отже, це пов'язано з високими витратами. Тому спалювання в вихрових пальниках економічно не вигідне (Белосельский и Хмелевская, 2004).

Пряме спалювання відбувається в топках з горизонтальними, конусоподібними, похилими або рухомими ґратами. Цей метод використовується у водогрійних котлах і печах малої потужності (менше ніж 20 МВт) для спалювання деревного палива, в тому числі з високою вологістю: кускових і довгомірних відходів, тріски, кори, тирси, паливних брикетів і гранул тощо. Для автоматизованого спалювання подрібнених відходів також використовуються трубчасті пальники зі шнековою подачею.

Спалювання в киплячому циркулювальному шарі дозволяє досягти більшої ефективності та економічності за рахунок майже 100 % згорання палива за меншого рівня емісії відходів горіння порівняно з прямим спалюванням. Цей метод застосовується в комерційних або муніципальних котельнях ТЕЦ у діапазоні потужності від 5 до 600 МВт для отримання електричної та теплової енергії.

Спалювання газів у вторинній камері згорання (газогенераторна топка) являє собою двоетапний процес. На першому етапі паливо подається шнеком на похилу решітку в первинній камері (передтопці), де воно нагрівається до такої температури, за якої відбувається процес газифікації.

Перегрійтий і змішаний із вторинним повітрям деревний газ згорає у вторинній камері практично без залишку. Відпрацьовані гази використовуються в котлі для отримання електроенергії. Діапазон потужностей систем спалювання такого роду – від 150 кВт до 30 МВт. Недоліком є велика вартість.

Спалювання пилоподібного палива здійснюється за допомогою спеціальних пальників, призначених для спалювання деревного пилу, що утворюється в процесі виробництва або в результаті подрібнення деревних відходів у пил. Весь процес від вихідних деревних відходів, подрібнення в пил з вологістю близько 8 % до подачі і спалювання пилу повністю автоматизований. Отримання енергії з використанням тільки деревного пилу використовується досить рідко. Зазвичай це паливо використовується в котельнях або ТЕЦ, що працюють на пилоподібному вугіллі або торфі. Недоліком також є висока вартість комплектного обладнання для спалювання деревного пилу.

Для спалювання соломи використовуються фермерські котли для спалення соломи потужністю 1 МВт. Вони підрозділяються на котли періодичної дії і котли з автоматичним завантаженням сировини. Велика частина фермерських котлів періодичної дії призначена для спалювання середніх та великих брикетів соломи.

Для поліпшення умов протікання процесу горіння і зниження емісії частинок у продуктах згорання витрата повітряного дуття регулюється, поступово змінюючись від верхньої до нижньої секції котла. При поетапному переміщенні області подачі повітря можна досягти рівномірного горіння брикету соломи. Для забезпечення ретельного перемішування продуктів згорання повітря повинне подаватися в напрямку, протилежному виходу димових газів з топки котла (горизонтально з того ж кінця топки, де розташований вихід димових газів, або вертикально зверху вниз з під трубок, по яких виходять продукти згорання). Вологість соломи не повинна перевищувати 15–18 %, ККД роботи котла періодичної дії близько 75 %, рівень вмісту CO в продуктах згорання – менше 0,5 % (Suadicani et al., 1993).

Котли з автоматичною завантаженням відрізняються тим, що до складу установки входить пристрій дозування, який автоматично безперервно подає солому в котел. Існують пристрої дозування для цілих брикетів соломи, подрібненої соломи і солom'яних гранул.

Використання соломи для прямого спалювання є одним із способів зниження викидів CO₂ в атмосферу. Солома, як і біомаса в цілому, є CO₂-нейтральним паливом, тобто споживання вуглекислого газу з атмосфери в процесі росту злакових культур відповідає емісії CO₂ в атмосферу при спалюванні соломи. З огляду на додаткові викиди вуглекислого газу, які відбуваються при зборі, транспортуванні та підготовці соломи для спалювання, зниження емісії CO₂ за умов заміни вугілля, що спалюється в котлі, на солому становить близько 90 %.

Однак солому важко застосовувати у вигляді палива як на етапах збору, транспортування і зберігання, так і на етапі безпосереднього спалювання. Це пов'язано з неоднорідністю продукту, відносно високою вологістю, малим об'ємним енерговмістом, досить низькою температурою плавлення золи і підвищеним вмістом хлору, обсягу соломи і вугілля. Рівні за енерговмістом розрізняються приблизно в 10–20 разів.

1.2.5. Технології піролізу

Поряд з прямим спалюванням і газифікацією, піроліз є ефективним методом термохімічної переробки рослинної біомаси, промислових і побутових відходів і одночасно однією з найменш розвинених в Україні технологій енергетичного використання біомаси (Белосельский и Хмелевская, 2004). Ця технологія дозволяє отримувати якісне, екологічно безпечне тверде, рідке і газоподібне паливо з практично будь-якої сировини (включаючи полімери штучного походження), що містить органічні компоненти, оскільки використання відносно низьких температур означає, що в атмосферу потрапляє мала кількість забруднювачів.

Найбільш поширеними є технології піролізу і швидкого піролізу. Піроліз – термічне розкладання органічних сполук без доступу повітря. Продуктами піролізу є рідке паливо, яке отримало назву «біонафта», і газоподібне паливо – піролізний газ. Найбільш термостійкі компоненти рослинної біомаси, основу якої становить полімер лігнін, залишаються в твердому стані. За фізичними властивостями лігнін близький до деревного вугілля і може використовуватися як паливо або як сировина для виробництва різних матеріалів.

Виробництво рідкого палива з біомаси лігноцелюлози, яке може заміщати нафту в різних варіантах, є основною метою швидкого піролізу. У цьому полягає його завдання на відміну від повільного піролізу, який застосовується також і для виробництва біовугілля (Yaashikaa et al., 2020).

Піроліз являє собою процес термічного розкладання органічних сполук без доступу кисню і відбувається за відносно низьких температур (до 800°C, в порівнянні з процесами газифікації (800–1300°C) і горіння (900–2000°C). Сучасні технології піролізу біомаси можуть бути розділені за такими ознаками: швидкості нагріву (швидкий і повільний піроліз) і середовище, в якому відбувається піроліз (вакуумний, гідропіроліз, метанопіроліз), за типом шару (в киплячому шарі, в нерухомому шарі, в підвищеному шарі, в потоці гарячого повітря).

У процесі піролізу з твердої біомаси виділяється газоподібна фаза і може бути отримано газоподібне, рідке і тверде паливо, які можуть ефективно застосовуватися для отримання тепла, електроенергії і з іншими цілями. Рідкі продукти піролізу мають теплоту згорання 20–25 МДж/кг і складаються зі складної суміші високоокислених вуглеводнів із вмістом води до 20 % (мас.). Необроблене піропаливо є густою чорною смолянистою рідиною, вихід якої може досягати до 80 % маси сухої сировини (за швидкого низькотемпературного піролізу). Твердими продуктами піролізу є вуглиста речовина з теплою згорання 30 МДж/кг, вихід якої досягає 30–35 % маси сухої сировини за карбонізації та повільного піролізу.

Газоподібні продукти піролізу це зазвичай середньокалорійний газ з теплою згорання 15–22 МДж/м³, а за умов часткової газифікації низькокалорійний газ Q=4–8 МДж/м³. Вихід газоподібного палива може доходити до 70 % маси сухої сировини за умов високотемпературного швидкого піролізу. Склад газу залежить від сировини і параметрів процесу. Теплотворна здатність підвищується, якщо використовувати гарячий газ. Такий газ зазвичай застосовується в самому процесі піролізу для підтримки температури процесу і сушки вихідної сировини.

У складі продуктів піролізу виявлено кілька сотень хімічних складових. Все більша увага приділяється регенерації окремих хімічних сполук (левоглюкозан і гідроксиоцтовий альдегід) або їх родин (поліфеноли) з продуктів порівняно. Більш висока цінність окремих

хімічних продуктів в порівнянні з паливом могла б зробити вигідним витяг цих продуктів навіть за їх невеликих концентрацій.

Швидкий піроліз утвердився як технологія термохімічної конверсії біомаси зі значним потенціалом, особливо для високого виходу рідкого палива і хімічних продуктів. Цей тип піролізу використовується для отримання максимальної кількості або газу, або рідини відповідно до встановленої температури процесу. Низькотемпературний швидкий піроліз дозволяє максимізувати частку рідкого продукту. Швидкий піроліз є основним термохімічним способом прямого одержання рідини з біомаси та відходів. Найбільшою перспективою для отримання енергії з біомаси володіють технології піролізу, спрямовані на отримання високого виходу піропалива, яке легше і дешевше транспортувати, ніж саму біомасу. Піропаливо має високу енергетичну щільність – 28 ГДж/м³ порівняно з вихідною сировиною – 2 ГДж/м³ для соломи і 8 ГДж/м³ для деревної тріски (Некрасов, 1992). У таблиці 1.3 наведені характеристики піропалива, отриманого швидким піролізом (Гелетуха, Железная, 2000).

Таблиця 1.3

Склад піропалива під час швидкого піролізу

Характеристики піропалива, %(мас.)	Традиційний піроліз Alten	Швидкий піроліз GIT	Швидкий піроліз Waterloo
C	61,9	52,2	54,7
H	6	6,3	6,4
O	31,02	41,5	38,9
N	1,05	-	-
S	0,03	-	-
Вода	26	26	10
Зола	1,5	-	-
Смоли	21	59	66

Погіршення якості піропалива може статися за температур понад 100°C, які несприятливо впливають на фізичні властивості рідини (збільшення в'язкості, сепарація фаз, відкладення бітумоподібного осаду внаслідок полімеризації). Для зниження в'язкості піропалива під час перекачування і розпилення нагрівають, додають воду, метанол або етанол. Під час зіткнення з повітрям також погіршується якість палива, але з меншою швидкістю, ніж при зростанні температури. Якість піропалива, отриманого піролізом біомаси, може бути недостатнім для його використання в комерційних цілях (у двигунах). Основною характеристикою, що погіршує якість піропалива, є високий вміст кисню – 25–40 %. Підвищення якості рідких продуктів піролізу ґрунтується на традиційній гідрогенізації або на цеолітової технології, спрямованих на зниження кисню в паливі (Sharma et al., 1993). Гідрогенізацію проводять у

паровій або рідкій фазі, пропускаючи водень через рідину, змішану з каталізатором. Обробка піропалива дозволяє знизити вміст кисню до 2,2–3 % з каталізатором тетралін і до 4,7 % без каталізатора. Цеолітовий крекінг заснований на застосуванні синтетичного цеоліту (водні алюмосилікати натрію і кальцію). Наприклад, при підвищенні якості продуктів піролізу деревини і рисового лушпиння цеолітовим крекінгом відбувається малий вихід піротопліва (він збільшиться, якщо крекінг проводиться за присутності водяної пари).

На комерційному рівні жодна з технологій підвищення якості піропалива не отримала надійні дані по балансу маси в розглянутих процесах і з експлуатації установок (Bridgwater, 2002).

В Україні технології швидкого піролізу роблять перші кроки. Відходи біомаси сільськогосподарського виробництва (солома, стебла і качани кукурудзи, стебла і лушпиння соняшника та інші відходи біомаси сільськогосподарського виробництва) складають основу потенціалу біомаси в Україні. Піроліз відходів біомаси сільськогосподарського виробництва є практично єдиною можливою технологією для використання в транспортних установках, оскільки технології прямого спалювання та газифікації не мають споживача на виробниче тепло і генераторний газ безпосередньо в місцях збору (виращування) біомаси. Використання транспортних установок дозволить також значно знизити собівартість енергії, виробленої з біомаси внаслідок відсутності капітальних і експлуатаційних витрат на брикетування, зберігання і сушки біомаси.

Швидкий піроліз рослинних матеріалів, наприклад, деревини або шкаралупи горіхів за температур 800–900°C призводить до утворення 10 % твердого деревного вугілля і перетворює 60 % вихідної сировини в газ, який містить велику кількість водню і монооксиду вуглецю.

Швидкий піроліз може скласти конкуренцію традиційному піролізу, проте для широкого використання його необхідно відпрацювати.

Нині традиційний піроліз вважається найбільш привабливим видом, оскільки використання відносно низьких температур означає, що в атмосферу потрапляє мала кількість забруднювачів, якщо порівнювати зі спалюванням. Ця обставина дає екологічну перевагу переробці деяких видів відходів.

1.3. Сировинна база України

Сировинні запаси для біопалива можна поділити на 4 широкі категорії: 1) високоефективні вихідні сировини (наприклад, пальмова олія, цукрова тростина); 2) сировинні ресурси з помірною ефективністю (наприклад, кукурудза, соя, ріпак, цукровий буряк); 3) вихідна сировина

(наприклад, сорго цукрове, ятрофа); 4) спеціальні енергетичні запаси (наприклад, світчграс, міскантус, деревні плантації швидкорослих культур з коротким обертанням, водорості, відходи).

В Україні основними джерелами біомаси є відходи сільського господарства. Основними видами відходів рослинництва в аграрно-промисловому комплексі, що використовуються для виробництва твердого, рідкого або газоподібного біопалива, є солома, січка і лушпиння зернових і круп'яних культур, лушпиння, стебла і листя сільськогосподарських рослин, стрижні качанів кукурудзи і оболонка зерна кукурудзи, багаття льону та інша рослинна сировина (Шрайдер, 2013).

Відходи рослинництва та спеціальні енергетичні рослинні ресурси є сировиною для виробництва твердого палива: паливних гранул або брикетів. За своїми характеристиками паливні гранули конкурують з природним газом, а за екологічними показниками перевершують усі інші види палива.

Перспективним є також використання сировинних ресурсів в будівельній промисловості. Наприклад, з пресованої соломи виготовляють будівельні блоки. Для цих цілей добре підходить солома жита, льону або пшениці, може також використання сіна, очерету. За технологією солома пресується механічно або вручну на спеціальних пресах. Спресований блок переважно виготовляється металевим дротом або нейлоновим шнуром. Переваги солом'яних блоків: низька вартість (солом'яний блок приблизно в 1 тис. разів дешевший від цегли), хороші показники теплопровідності та звукоізоляції (теплопровідність соломи в 4 рази нижча, ніж дерева, і в 7 разів, ніж цегли, що призводить до скорочення витрат на опалення будинків), доступність матеріалів, довговічність (зберігає властивості до 100–150 років), невелика маса (будівлям з солом'яних блоків не потрібен важкий фундамент, а для будівництва – підйомні механізми), низькі трудовитрати, солом'яні стіни витримують високе навантаження. До недоліків відноситься висока займистість і пожежонебезпека (будівництво вимагає ретельного дотримання технологій і заходів протипожежної безпеки); після укладання солома повинна бути надійно закрита від полум'я зовні і всередині будинку, солома повинна бути сухою, а блоки щільно спресовані.

Окрім біопалива, рослинна сировина є перспективною у виробництві різноманітних біополімерів. Відомо, що щорічний випуск полімерів у світі як пакувальних матеріалів складає близько 130 млн тонн. Терміни розкладання полімерної упаковки – десятки і сотні років. У зв'язку із загостренням екологічної ситуації широкого поширення набуває виробництво біорозкладної упаковки з природних біополімерів.

До найбільш поширених біополімерів належать полімери молочної кислоти – полілактати. Сировиною для їх виробництва служать відходи

кукурудзи, цукрового очерету, рису тощо. Полімери молочної кислоти отримують методом ферментації рослинних вуглеводів – гідролізатів цукрози і крохмалю. Полілактати володіють хорошими фізико-механічними властивостями: високою жорсткістю, прозорістю, блиском; збереженням форми виробу після зминання або крутіння (на 50 % вище порівняно з традиційними пластмасами); піддаються обробці на традиційному екструзійному та видувному обладнанні; високоекологічні (викиди в атмосферу CO₂ з розрахунку на 1 т біополімеру на 25–30 % менше порівняно з лінійним поліетиленом низької щільності); енерговитрати під час виробництва біополімерів на 20–30 % нижче порівняно з синтетичними пластиками.

Основою іншого класу біополімерів є крохмаль, що отримується з відходів зернових культур, картоплі, кукурудзи. У компості цей вид біополімерів розкладається менш ніж за 12 тижнів, що відповідає європейським стандартам.

Біополімери полігідроксіоксаноати (ПГА) належать до класу аліфатичних поліефірів на основі гідроксикарбонових кислот. Це поліефірні сполуки, які продукуються різними мікроорганізмами. Наприклад, полі-3-гідроксибутират є природним продуктом зберігання енергії бактерій і морських водоростей і присутній у цитоплазмі клітини.

ПГА-біополімери повністю розкладаються. Вони близькі за своїми властивостями до звичайних полімерів, добре переробляються на наявному обладнанні з незначною його модифікацією.

Використовуються також суміші полімерів, з яких один компонент синтетичний, інший природний. Природний компонент забезпечує композиції ефект біорозкладання, синтетичний – необхідний комплекс експлуатаційних і споживчих властивостей. Полімерною матрицею служать поліетиленові і поліпропіленові відходи з температурою переробки не вище ніж 120–230°C, щоб унеможливити теплову деструкцію наповнювача. Як наповнювач можуть використовуватися також рослинні відходи: лушпиння соняшникове, рисове, гречане, просяне, мезга картопляна, кукурудзяна, жом буряковий тощо.

Беручи до уваги нинішню ситуацію на ринку біомаси, очікується, що в найближчому майбутньому з'являться компанії, які спеціалізуюватимуться на постачанні біомаси кінцевому споживачеві. Як наслідок, можливе введення системи довгострокових контрактів і ширшого використання сільськогосподарських відходів для виробництва енергії та біоматеріалів. Доцільність створення нових технологій визначається сприятливими екологічними умовами для використання поновлюваних джерел енергії та наявністю промислової бази.

2. ОЦІНКА КЛІМАТИЧНИХ ТА ЕДАФІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ РАЙОНІВ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Загальна характеристика районів досліджень

Дослідження проводилися на півночі та півдні Дніпропетровської області в умовах Павлоградського дослідного стаціонару та Покровської навчально-дослідної станції з рекультивації земель Дніпровського державного аграрно-економічного університету. Територія досліджень за фізико-географічними особливостями є типовим відображенням природи степової зони південно-східної України (Горб, 2006; Горб та Мороз, 2009). Основними кліматичними особливостями є дефіцит атмосферних опадів, достатня кількість тепла і світла в період вегетації рослин. Рівнинний характер території створює умови для безперешкодного проникнення повітряних мас із різними властивостями. Взимку спостерігається інтенсивний міжширотний обмін повітря, викликаний циклональною діяльністю. Незважаючи на відносно низьку повторність арктичних вторгнень (15 %), в температурному режимі вони відіграють значну роль, тому що з ними пов'язані найбільш низькі температури повітря. Зниження температури у разі таких вторгнень відбувається швидко і може сягати 20–25° С за добу (Павлов та Переметчик, 2000). Повторюваність тропічного повітря в районі Дніпропетровська також незначна і знаходиться в межах 14–15 %. Частіше над районом розміщується повітря помірних широт (70 %). Середньорічна температура повітря змінюється в межах +7+9°C. Найбільш холодний місяць – січень, середньодобова температура якого становить –5–7°C, а найбільш теплий – липень із температурою +21+24°C. В останні роки спостерігається підвищення середньомісячної температури повітря на 1–1,5°C (рис. 2.1).

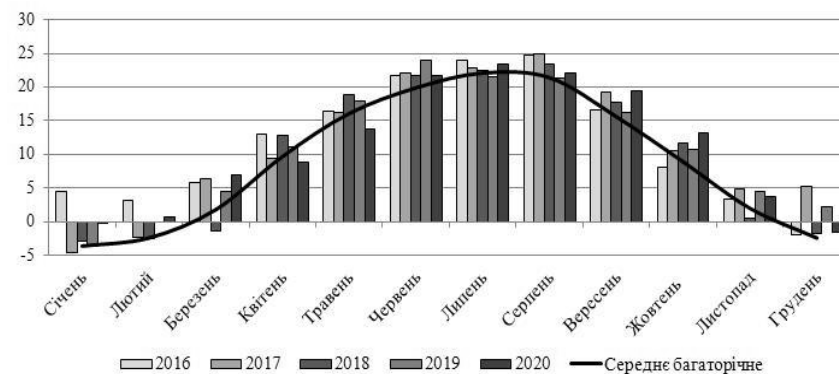


Рис. 2.1. Динаміка середньомісячної температури за п'ять років, °C

У середньому, протягом року активність різних вітрів на Дніпропетровщині майже однакова. Переважають вітри південно-східної й північно-західної чвертей (14–15 %). Середньорічна швидкість вітру в області становить 10 м/с. У різних районах області відзначається від 10 до 25 днів, коли сила вітру перевищує 15 м/с (Івус та ін., 2009).

Сніговий покрив не стійкий. Тривалість зими 3–3,5 місяці. Особливістю цього періоду є часті відлиги, тумани, ожеледь. Весна коротка, погодні умови характеризуються різкою мінливістю. Спостерігаються потужні поривчасті вітри переважно південно-західного напрямку, які іноді супроводжуються пиловими бурями. Літо помірно тепле, іноді гаряче, часто посушливе, настає в першій декаді травня, закінчується в третій декаді вересня. В цей період переважають північно-західні потоки. Тривалість осіннього сезону визначається періодом зниження середньодобової температури повітря від +15°C до 0°C. Атмосферні процеси восени схожі з весняними, але розвиваються у зворотному порядку. У цей період переважають південно-західні та північно-західні вітри.

На початку та наприкінці теплого сезону відмічаються заморозки, за винятком червня-серпня. Тривалість періоду без заморозків становить близько 120 днів (Горб, 2006).

Степова зона України характеризується досить посушливими умовами. Середньорічна кількість опадів звичайно не перевищує 550–560 мм. Часто опади не регулярні, можуть мати зливовий характер. У вегетаційний період часто трапляються посухи (рис. 2.2). Такий нерівномірний характер випадання опадів є одним з несприятливих факторів для рослин.

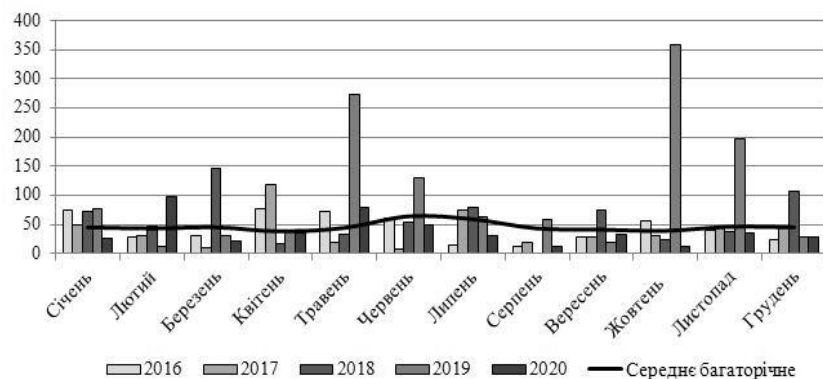


Рис. 2.2. Динаміка середньомісячних опадів за п'ять років, мм

Дніпровський регіон розташований у межах Східноєвропейської платформи. Його рельєф належить до двох типів ландшафтів: вододільно-балкового та долинно-терасового. Ґрунтоутворювальними породами є антропогенні відкладення з домінуванням лесів. Механічний склад лесів змінюється від важкосуглинистих в умовах вододільного плато до легкосуглинистих у напрямку річкових долин. Для лесів характерна велика кількість карбонатів кальцію. Останній закріплює органічну масу, у зв'язку з чим на лесах розповсюджені збагачені гумусом чорноземні ґрунти. Вони сформувалися на давніх річкових терасах, на водорозділах на піщано-глинистих материнських породах під впливом лугової та степової рослинності (Цветкова та ін., 2016; Божко, 2014).

У Правобережжі і в північній частині Лівобережжя, де спостерігається вплив лісу, розповсюджені вилугувані чорноземи. На півдні області – типові потужні і звичайні чорноземи. Територія м. Дніпро перебуває на межі між зоною поширення чорноземів звичайних малопотужних та чорноземів звичайних середньопотужних. Уздовж долини річки Дніпро з обох сторін смугою до 30 км розташовані чорноземи полегшеного механічного складу – супіщані, легкосуглинисті та середньо суглинисті. В умовах імперміцидного зволоження формуються чорноземні ґрунти якісно своєрідних видів: чорноземи лісові: байраки й пристіни (Боговини та др., 2003). Під лісовими насадженнями на плакорі формуються чорноземи лесопокрашені, лісові культурбіогеноценози (Белова, 1997). Сірі лісові ґрунти розповсюджені у північних районах. Темно-каштанові ґрунти в Дніпропетровській області знаходяться на південь від річок Орель та Самара (Цветкова та ін., 2016). Ґрунти на території області можна розподілити на 4 групи. Це природні непорушені, антропогенно-поверхнево-перетворені природні ґрунти, антропогенно-глибоко-перетворені та техногенні поверхневі ґрунтові утворення (Мірзак, 2001; Кобець та ін., 2013). Природні непорушені ґрунти зберігають нормальні залягання горизонтів природного ґрунту й зосереджені в міських лісопаркових територіях. Антропогенно-поверхнево-перетворені природні ґрунти містять діагностичний горизонт потужністю < 50 см і непорушену нижню частину профілю. Антропогенно-глибоко-перетворені ґрунти утворюють групу власне міських ґрунтів – урбаноземів, у яких діагностичний горизонт має потужність > 50 см. Поверхневі ґрунтові утворення – це насипні, змішані, намівні утворення, повністю створені людиною (штучно створені ґрунтоподібні утворення). Антропогенно-порушені ґрунти часто є забрудненими важкими металами або іншими поллютантами (Григоренко та ін., 2009; Kroik et al., 2010; Харитонов та Шупранова, 2012). Таким чином, ґрунтовий покрив міських територій формується під сукупним впливом зонально-кліматичного й середоперетворювального антропогенного факторів.

У ботаніко-географічному відношенні регіон досліджень перебуває в межах підзони різнотравно-кострицево-ковилових степів. Вплив підзони на таксономічний склад рослинності дуже великий. Основна життєва форма рослинності степів представлена вузьколистими щільнодернистими злаками: кострицею борознистою, келерією гребінчастою, бородачем звичайним, ковилами Лессінга, волосистою, пірчастою. Різнотрав'я представлено люцерною, підмаренником, серпієм, гадючником, конюшиною та ін. Бідно-різнотравні степи розташовані в зоні південних чорноземів і темно-каштанових ґрунтів. Тут домінують щільнодерновинні злаки. Як домішки зустрічаються дводольні ксерофіти – деревій м'який, піретрум кучерявий, грудниця шерстиста та ін.

2.2. Основні процеси рекультивації порушених земель у ході видобутку корисних копалин

У процесі видобутку корисних копалин земельний покрив зазнає значних пошкоджень, особливо за відкритих способів робіт на кар'єрах. Технологічні процеси відкритих розробок родовищ супроводжуються порушенням ґрунтового покриву, зміненням гідрогеологічного та гідрологічного режимів, утворенням техногенного рельєфу, іншими якісними змінами, що погіршують стан навколишнього середовища. У результаті території, що залишаються після видобутку мінеральної сировини, зазвичай являють собою пустища з ділянками оголеної землі, пухкими купами порушеного ґрунту та великими об'ємами відвалів винесених на поверхню гірничих порід (Бекаревич и Масюк, 1983; Масюк, 1974; Sheoran et al., 2010; Menendez & Lored, 2018). Враховуючи, що високоякісні руди вичерпуються, а вміст корисних компонентів у них знижується, частка відходів і пустих порід постійно зростає. Більшість гірничих відходів вступають в активну взаємодію з навколишнім середовищем (літосферою, атмосферою, гідросферою і біосферою). Тривалість «агресивного» (активного) існування відходів залежить від їхнього складу (Андроханов и др., 2000). Під час збереження усі відходи гірничорудного виробництва піддаються зміні, які обумовлені як внутрішніми фізико-хімічними процесами, так і впливом зовнішніх умов. Як наслідок, у місцях складування цих відходів можуть утворюватися нові екологічно небезпечні речовини, з проникненням у біосферу вони можуть спричиняти велику загрозу для біоти (Boruvka et al., 2005; Navarro et al., 2008).

Рекультивація земель – це комплекс інженерних, гірничотехнічних, меліоративних, біологічних, санітарно-гігієнічних та інших заходів, спрямованих на повернення порушених промисловістю територій у різні види використання: сільськогосподарське, лісгосподарське, під зони

відпочинку тощо. Відомо, що проведення робіт з рекультивації відбувається у декілька етапів. Головними з них вважаються етапи гірничотехнічної та біологічної (лісової та сільськогосподарської) рекультивації (Kuter, 2013). Гірничотехнічна рекультивація справедливо вважається найбільш масоємним і енергоємним етапом (Дриженко, 1985). Це пов'язано з переміщенням і укладкою в певній черзі великих мас гірських порід і знятого перед розробкою гумусового шару ґрунту. Найбільш важкими є роботи, що пов'язані з підвищенням родючості верхнього шару відвалів, покращенням його гідрофізичних властивостей (Kozhevnikov and Zaushintseva, 2015; Legwaila et al., 2015; Vondrichov et al., 2017). Якщо нижчезрештовані шари складаються з особливо токсичних порід, не виключена можливість міграції розчинів кислот на поверхню відвалу. Кінцевою метою гірничотехнічного етапу рекультивації є створення на порушених землях підстиляючого шару необхідної потужності, який складається з розкритих порід, і нанесення на його поверхню гумусового шару ґрунту або потенційно родючих порід, придатних до біологічної рекультивації. Найбільш доцільно проводити гірничотехнічний етап рекультивації в одному циклі з розробкою корисних копалин, тобто включати його в технологічний процес виробництва.

Біологічний етап рекультивації, який проводять після повного завершення гірничотехнічного, передбачає відновлення та формування ґрунтового покриву, накопичення гумусу та поживних речовин. Цьому процесу сприяють посіви багаторічних бобових та злакових трав або їх сумішей, які створюють сприятливі еколого-біохімічні умови для ґрунтогенезу (Етеревская, 1974; Бекаревич и Масюк, 1984; Демидов и др., 2013). Методи фітостабілізації та фітоекстракції успішно застосовують для детоксикації та видалення токсичних металів з відвалів. Внесення різних меліорантів і хелатів сприяє більш інтенсивному поглинанню важких металів рослинами з техноземів (Wong, 2003; Le et al., 2017).

За відкритого видобутку корисних копалин на земну поверхню виносяться породи минулих геологічних епох, які у випадку взаємодії поверхневих шарів літо-, гідро- та атмосфери піддаються сучасному інтенсивному вивітрюванню. Процеси рекультивації тривають декілька десятиріч, але техногенні едафотопи, що сформувалися за цей період, значно відрізняються від зональних ґрунтів рівнем родючості, фізичними, фізико-хімічними, агрохімічними та іншими екологічно важливими показниками.

Важливими едафічними характеристиками субстратів, які використовуються при конструюванні техноземів, є їхні агрофізичні властивості як у непорушеному стані, так і на різних етапах рекультиваційних робіт. Найбільші перетворення внаслідок взаємодії кліматичних і біологічних факторів отримують фізичні властивості і режими техноземів (щільність складання, щільність твердої фази ґрунту,

загальна пористість, структурно-агрегатний склад, водно-фізичні властивості). Обґрунтування такої діагностики режимів різноякісних техноземів можливо лише при доскональному вивченні на різних етапах їхнього біологічного освоєння.

2.3. Фізико-хімічне та біологічне тестування фітомеліорованих гірничих порід Покровського стаціонару рекультивації земель

Покровський стаціонар рекультивації земель Дніпровського аграрно-економічного факультету розташований у Нікопольському районі Дніпропетровської області в зоні відкритого видобутку корисних копалин (рис. 2.3).



Рис.2.3. Розташування кар'єрів видобутку корисних копалин ПГЗК. Кар'єри: А – Запорізький, В – Чкаловський 1, С – Чкаловський 2, D – Північний, Е – Шевченківський, F – Богданівський, G – Олександрівський, H – Покровський

Характер рельєфу цієї території в основному рівнинний. В межах рівнин Нижнього Дніпра з граничною чіткістю виявлені три рівні терас, які простежуються на значних відстанях. Третя тераса Дніпра простежується в порожистій його частині та нижче по течії Дніпра вона тягнеться обривками до р. Томаківки, а південніше Нікополя має суцільне поширення. Тут тераса заходить також у долини рік Чортомлик та

Базавлук. На ділянці між сс. Капулівка і Покровське тераса утворює широку площадку, яка своїм краєм упирається в схил вододільної ділянки Чортомлик – Базавлук. Останній добре вимальовується в рельєфі, хоч опускається дуже полого. Зовнішнім краєм тераса обривається вертикальним уступом до рукава Дніпра й до р. Підпільної. Висота уступу досягає 30 м. Він прекрасно виявляє геологічну будову цієї тераси і фіксує її перевищення над рівнем ріки. Найбільш високі позначки місцевості розташовані на півночі та північному заході кар'єрів, де вони досягають +60 м. В південному напрямку рельєф поступово знижується до долини річки Базавлук.

Основні ґрунти – чорноземи південні. Вони містять у середньому 3–4 % гумусу. Потужність верхнього гумусового горизонту становить 30–35 см, гумусований профіль – 62–74 см. Така будова ґрунтового профілю при відводі площ під гірничі розробки визначає глибину запобіжного зняття верхнього шару потужністю від 50 до 60 см. Нижні горизонти з вмістом менше ніж 1 % гумусу недоцільно використовувати для рекультивації земель. У зв'язку зі зменшенням вмісту гумусу помітно знижується водостійкість структурних агрегатів, у результаті чого верхній горизонт більш розпилений і схильний до замулювання та ущільнення.

Відзначено, що орний шар чорнозему південного містить легкогідролізованого азоту – 6,2–8,8, рухомого фосфору – 10–12, обмінного калію – 14,8–24,6 мг в 100 г ґрунту. Сума поглинених основ ($\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$) становить 32,8–34,5 мг-екв./100г ґрунту. Значення кислотності досліджуваних техноземів варіюють від 7,3 до 7,9. В районі видобутку марганцевої руди розміщені також еродовані ґрунти, які, на відміну від повнопрофільних, характеризуються меншою потужністю ґрунтового профілю, низьким вмістом гумусу, обмінних катіонів, гіршими фізичними та агрохімічними властивостями.

У геологічній будові Нікопольського марганцеворудного басейну беруть участь докембрійські кристалічні породи, осадові відкладення неогенового, палеогенового та четвертинного віків (табл. 2.1 та рис. 2.4).

Марганцеворудний шар пов'язаний з палеогеновими відкладеннями. Нижній сармат, що залягає в покрівлі палеогену, має повсюдне поширення і складається з суглинків, що переходять донизу в середньо- і грубозернисті піски. Середній сармат утворився двома горизонтами: горизонтом темно-сірих і чорних глин і горизонтом вапняків-черепашників. Верхній сармат складається з мергелястих глин. Вони щільні, іноді тріщинуваті. На верхньому ярусі сармату залягають червоно-бурі глини. Вони щільні, містять вапняні конкреції та кристали гіпсу. Над червоно-бурими глинами розміщуються четвертинні відкладення постпліоцену, плейстоцену і голоцену.

Таблиця 2.1

Залягання гірських порід в надрудній товщі марганцеворудного кар'єру Покровського ГЗК

Назва ґрунту, породи	Глибина залягання, м
1. Чорнозем південний	0–0,7
2. Лесоподібні суглинки	0,7–7,0
3. Червоно-бурі глини	7,0–12,0
4. Сіро-зелена мергеляста глина	12,0–47,0
5. Вапняк	47,0–63,0
6. Пісок давньоалювіальний	63,0–65,0
7. Темно-сіра глина	65,0–70,0
8. Зелена безкарбонатна глина	70,0–75,0
9. Марганцева руда	75,0–76,0



Рис. 2.4. Панорама верхнього стратиграфічного ярусу гірських відкладень

Нижній відділ четвертинного періоду (постпліоцен) містить давньоалювіальні піски і глини (на терасах), а також червоно-бурі суглинки (на вододілі). Відкладення постпліоцену покриті суцільними чохлам карбонатних, макropористих лесоподібних суглинків і лесів плейстоценового віку. Останні займають усю територію вододілів товщиною до 15-20 метрів. На підставі описаних кліматичних умов, ґрунтів і рослинності можна зробити висновок про те, що, по-перше, на

території Нікопольського марганцеворудного басейну сформувалися порівняно родючі ґрунти з запасами гумусу 170–210 т/га; по-друге, умовою, що обмежує можливість вегетації рослин, є нестача води. Тому добір сільськогосподарських культур для рекультивованих земель має проводитися з урахуванням ставлення їх до вологоти. Рослини повинні, як правило, розташовуватися в інтервалі між ксерофітами і мезофітами, тобто, включати ксерофіти, ксеромезофіти, мезоксерофіти і мезофіти.

Згідно з даними попередніх досліджень (Kharytonov, 2008; Kharytonov & Resio Espejo, 2013). головними мінералами досліджених техноземів є гідросилікати алюмінію, магнію та заліза (глинисті мінерали) з додаванням польового шпату, кальциту та хлоритів. Рентгенівський фазовий аналіз орієнтованих препаратів глинистих мінералів до та після обробки етиленгліколем, а також після випалення при температурі 550°C дозволив визначити якісний та кількісний склад глинистих мінералів. Залежно від типу субстрату їхній загальний склад варіює від 23,5 % до 63,5 %. (рис. 2.5, табл. 2.2). Установлено, що переважними мінералами у мулистій фракції ґрунту та порід є гідрослюда, монтморилоніт та каолінит. Глиниста фракція темно-сірої сланцевої та червоно-бурої глин представлена, здебільшого, гідрослюдами, основним компонентом сіро-зеленої глини є монтморилоніт. У лесоподібному суглинку та чорноземі вміст усіх глинистих мінералів порівняно однаковий. Аналіз отриманих дифрактограм показав, що, на відміну від каолініту, гідрослюда та монтморилоніт у більшості зразків гірничих порід перебуває у вигляді змішаношарових утворень. Найбільш забезпечені гідрослюдою та монтморилонітом сіро-зелена, зелена безкарбонатна, червоно-бура та темно-сіра глини.

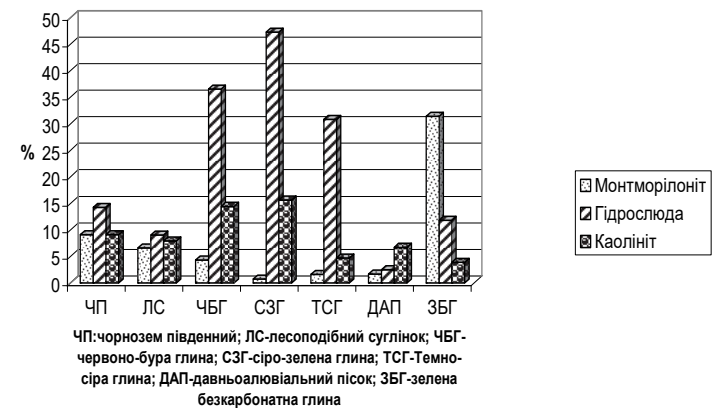


Рис. 2.5. Вміст глинистих мінералів у гірничих субстратах, %

Таблиця 2.2

Склад глинистої фракції техноземів

Назва субстрату	Глибина залягання, м	Вміст глинистих мінералів, %	Співвідношення компонентів усередині групи, %		
			каолінит	Гідро-слюда	монтморилоніт
Насипний шар чорнозему	0–0,5	32,4	28,1	43,8	28,1
Лесоподібний суглинок	0,5–7	23,5	33,5	38,5	28,0
Червоно-бура глина	7–12	55,2	26,1	66,1	7,8
Сіро-зелена глина	12–47	63,5	8,2	25,0	66,8
Темно-сіра сланцева глина	63–71	37,1	12,8	83,0	4,2

Загальновідомо, що важливі агрофізичні властивості ґрунтів і гірничих порід (щільність складення, щільність твердої фази, загальна пористість, шпаруватість аерації та ін.) великою мірою залежать від кількості та ступеня дисперсності первинних агрегатних часточок, які складають ґрунт, а також від співвідношення різних їх фракцій. Враховуючи технологію формування техноземів Покровського гірничо-збагачувального комбінату, можемо стверджувати, що в деякій мірі верхній родючий шар чорноземної маси є гомогенним матеріалом, який вміщує в собі ознаки та властивості верхніх перемішаних гумусованих горизонтів зонального ґрунту. Нижче розміщується підстилаюча основа із гетерогенних субстратів гірничих порід.

Гранулометричний склад є однією з найважливіших фізичних характеристик ґрунту. Пісок, супісок, суглинок, глина відрізняються за родючістю в однакових природно-кліматичних умовах. Спостерігається різниця між контактом коренів рослин з ґрунтами, неоднорідний доступ вологи. Гранулометричний склад свідчить про генезис ґрунтоутворювальних порід і спрямованість їхньої трансформації за різних умов сільськогосподарського освоєння та використання. Слід зазначити, що гранулометричний склад полімінеральних відкладів з глибиною залягання стає більш строкатим. Так, у червоно-бурих та сіро-зелених глинах найбільшою фракцією є мул (< 0,001 мм), вміст якого складає від 53,77 до 55,54 %, друге місце займає фракція крупного пилу (0,05–0,01 мм) – 19,68–26,69 %, суттєва також наявність дрібного пилу (0,005–0,001 мм) – 9,67–11,90 % (табл. 2.3).

Таблиця 2.3

Гранулометричний склад техноземів

Субстрат	Глибина відбору зразків (борг Чкаловського кар'єру), м	Втрати від обробки НСІ, %	Вміст фракцій механічних елементів, %*						Вміст "фізичної глини", %
			1	2	3	4	5	6	
НШЧ	0–0,2	8,21	0,22	2,81	46,75	5,88	9,27	35,07	50,22
ЛС	1,6–4,2	10,11	0,78	3,08	37,31	7,65	12,95	38,23	58,83
ЧБГ	7,6–8,0	5,53	2,79	6,61	19,68	3,48	11,90	55,54	70,92
СЗГ	13,0–15,0	3,84	0,88	1,58	26,69	7,41	9,67	53,77	70,85

*Фракції механічних елементів та їхні розміри: 1 – великий та середній пісок (1–0,25 мм); 2 – дрібний пісок (0,25–0,05 мм); 3 – великий пил (0,05–0,01 мм); 4 – середній пил (0,01–0,005 мм); 5 – дрібний пил (0,005–0,001 мм); 6 – мул (< 0,001 мм)

Аналіз інформації про гранулометричний склад розкривних гірничих порід дозволяє зробити висновок, що найбільш сприятливими для сільськогосподарського використання є лесоподібні суглинки, червоно-бури та сіро-зелені мергельсті легкі глини.

Показники щільності складення і твердої фази, загальної пористості та шпаруватості техноземів наведені в табл. 2.4.

Шпаруватість аерації базових моделей техноземів, підстелених щільними потенційно родючими гірничими породами, становила в середньому 25–32 %, що відповідно складає 50–60 % від загальної пористості. Визначено, що шпаруватість аерації знаходиться у прямій залежності від величини польової вологи різних моделей техноземів. З одержаних даних встановлено, що зі збільшенням польової вологи відбувається зменшення шпаруватості аерації.

В результаті проведених досліджень можна зробити висновок про те, що для контролю за переувільненням підстилаючої основи під час формування техноземів необхідно приділяти увагу вологості субстратів. Від кількості компонентів глинистої фракції в субстраті значно залежить така важлива ґрунтово-гідрологічна характеристика, як максимальна гігроскопічність. Її показники визначають нижню межу фізіологічно доступної вологи для рослин.

Таблиця 2.4

**Зміни агрофізичних властивостей базових моделей техноземів
(у розрахунку на 0–20 см шар)**

Варіанти конструкцій техноземів:	Щільність складення, г/см ³	Щільність твердої фази, г/см ³	Загальна пористість %	Шпаруватість аерації, %	Коефіцієнт шпаруватості, K _n
1	2	3	4	5	6
Насипний шар чорнозему	1,12 (1,08-1,17)	2,57 (2,55-2,58)	56,4 (55,8-56,6)	40,4 (38,6-41,1)	1,29 (1,22-1,31)
Лесоподібний суглинок	1,21 (1,18-1,22)	2,66 (2,63-2,67)	54,5 (53,7-56,2)	37,2 (36,9-38,9)	1,19 (1,17-1,24)
Червоно-бура глина	1,23 (1,20-1,25)	2,68 (2,66-2,69)	54,1 (52,8-55,1)	36,5 (34,4-37,2)	1,17 (1,12-1,19)
Сіро-зелена глина	1,23 (1,19-1,26)	2,70 (2,67-2,70)	54,4 (53,7-55,7)	36,9 (35,5-37,2)	1,19 (1,13-1,21)

Виявлено, що найменший рівень максимальної гігроскопічності для досліджених техноземів властивий лесоподібному суглинку, а найвищий – сіро-зеленій глині (рис. 2.6, табл. 2.5). За тривалої фітомеліоративної дії, що підвищує вміст органічної речовини, максимальна гігроскопічність постійно збільшується. Деякі підстилаючі породи навпаки мають як підвищену максимальну гігроскопічність, так і низьку. Це пояснюється різним гранулометричним складом та ущільненням.

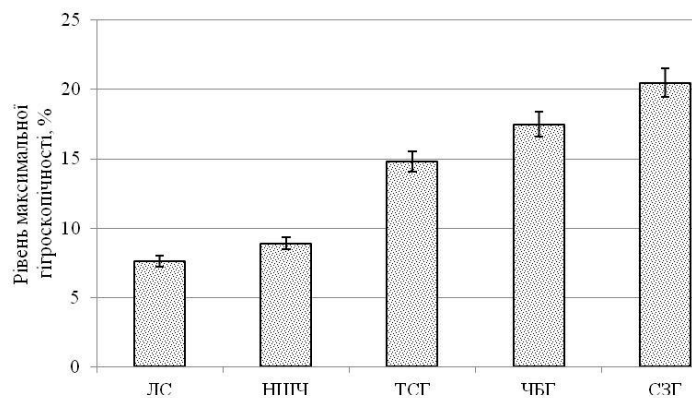


Рис. 2.6. Максимальна гігроскопічність техноземів, %

Таблиця 2.5

**Водно-фізичні властивості едафічних модульних конструкцій
Нікопольського марганцевого родовища
(у розрахунку на 0–100 см шар)**

Субстрати техноземи	Максимальна гігроскопічність, %	Вологість стійкого в'янення, %	Найменша вологосмість, %	Діапазон активної вологоти, %	Загальні запаси вологоти, мм в шарі 0–100 см	Запаси продуктивної вологоти, мм в шарі 0–100 см
НШЧ	6,3 (5,5-7,4)	8,4 (7,2-9,3)	28,6 (27,4-30,6)	20,2 (18,6-21,4)	337 (295 - 348)	238 (207-251)
ЛС	6,8 (5,8-7,3)	9,1 (8,6-10,3)	25,5 (24,8-30,8)	16,4 (15,3-17,3)	352 (344-486)	186 (171-193)
ЧБГ	11,4 (9,5-12,6)	15,3 (14,1-16,7)	35,8 (34,6-37,2)	20,5 (18,9-22,1)	457 (411-524)	271 (262-287)
СЗГ	15,7 (13,8-17,1)	21,0 (19,2-23,4)	42,1 (40,7-43,6)	21,1 (20,2-22,8)	552 (543-566)	313 (289-327)

НШЧ – насипний шар чорнозему, ЛС – лесоподібний суглинок, ЧБГ – червоно-бура глина, СЗГ – сіро-зелена глина.

Показники окисно-відновлювального потенціалу (ОВП) та активності іонів можуть бути використані для оцінки окисно-відновного стану фітомеліорованих гірничих порід. Виявлено, що найбільшим значенням ОВП характеризувався чорнозем, а найменшим лесоподібний суглинок (табл. 2.6). Величина gH_2 свідчить про перевагу окисних або відновлювальних процесів у більший або менший бік від числа 27. Значення gH_2 для всіх зразків ґрунту та гірських порід більше ніж 27. Отже, переважаючими в них переважають окислювальні процеси. Відповідно до розрахунків калійного потенціалу (рН-рК) найкращими умовами калійного живлення відзначаються чорнозем південний, червоно-бура та сіро-зелена глини. Сіро-зелена глина визначається також більш сприятливим субстратом для проходження процесів мінералізації органічної речовини корневих решток, оскільки активність іонів pNO_3 тут сягнула 2,5.

Таблиця 2.6
Окисно-відновлювальний стан та термодинамічні показники
техноземів

Ґрунт, порода	ОВП	rH ₂	pNO ₃	pH-pK	Рухомий АІ
Чорнозем південний	523	32,2	3,0	4,77	Не зафіксовано
Лесоподібний суглинок	475	32,8	2,95	3,9	Не зафіксовано
Червоно-бура глина	507	32,9	2,9	4,5	Не зафіксовано
Сіро-зелена глина	499	34,0	2,5	5,0	Не зафіксовано

Об'єктивним показником родючості ґрунту є вміст гумусу. Гумінові речовини є фізіологічно активними компонентами, стимулюють ріст і розвиток кореневої системи та надземної маси рослин, впливають на дихання і процеси фотосинтезу. Ґрунти, багаті гумусом, характеризуються більшою поглинальною здатністю, кращими водними і фізичними властивостями. Досліджені фітомеліоровані гірничі породи належать до слабогумусних субстратів. Вміст гумусу в них не перевищує 1,25 % (рис. 2.7). Техногенні субстрати з насипного шару чорнозему на підстилці з піску та лесоподібного суглинка, які містять 2,5 – 3,3 % гумусу, можна віднести до малогумусних. Виявлено також, що в підорному шарі темно-сірої сланцевої глини, чорнозему та червоно-бурої глини вміст органічної речовини менше, ніж в орному, на 10–20 %, а в лесоподібному суглинку та сіро-зеленій глині – на 30–40%.

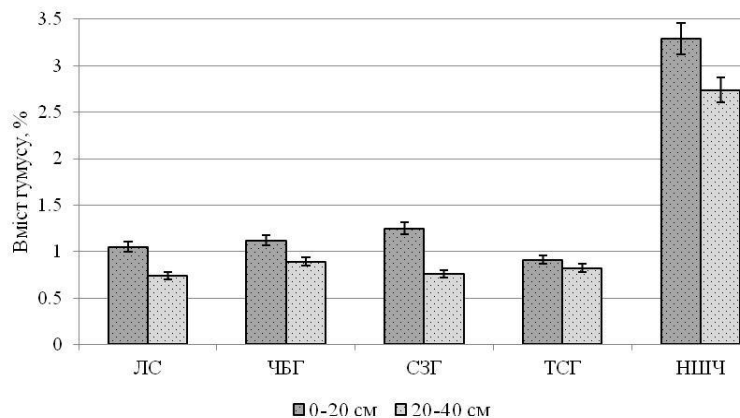


Рис. 2.7. Вміст гумусу в орному (0–20 см) та підорному (20–40 см) шарах техноземів, %

Техноземи мають низьку забезпеченість поживними речовинами, особливо азотом та частково фосфором (рис. 2.8). В ґрунтовій масі гірничих порід присутні різні форми фосфатів: різноосновні фосфати кальцію, фосфати алюмінію та заліза. Забезпеченість калієм становить від 0,02 % (НШЧ) до 0,08 % (ТСГ). Порівняльна оцінка показала, що вміст калію в агрохімічних витяжках з сіро-зеленої і темно-сірої глини у 3–10 раз більше, ніж у інших субстратах.

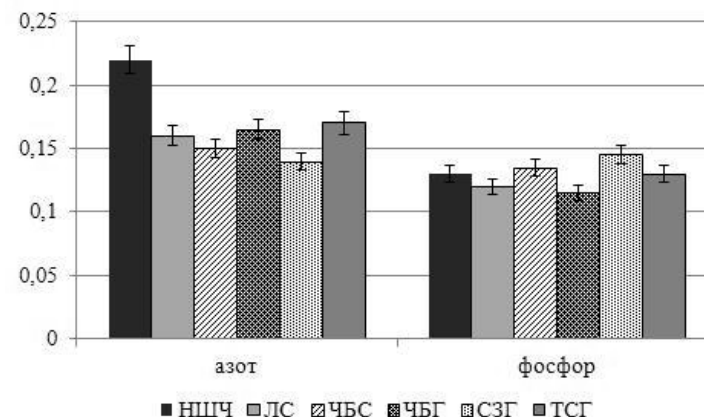


Рис. 2.8. Вміст загального азоту та фосфору у техноземах, %

Ще одним важливим показником родючості ґрунтів є кислотно-лужний баланс (рН). Для кожної культури існує оптимальне значення кислотності ґрунту, за якого вона розвивається найкраще. У випадку несприятливого кислотно-лужного балансу в рослин порушується нормальний процес поглинання поживних речовин, деякі сполуки не засвоюються або засвоюються вкрай погано, що проявляється в пригніченні росту та розвитку і може призвести до загибелі рослини. За низьких значень рН багато мікроелементів, наприклад, мідь, цинк, кобальт, можуть стати для рослин токсичними (Kabata-Pendias, 2010). Лужна реакція ґрунту також позначається і на стані рослин через зменшення доступності поживних речовин. Особливо дефіцитним стає фосфор, а також мікроелементи мідь і цинк. Крім того, лужні ґрунти часто мають високу мінералізацію ґрунтового розчину. Відомо, що більшість сільськогосподарських культур краще росте на нейтральних ґрунтах з рН від 6,5 до 7,2. Визначення кислотності досліджуваних техноземів показало, що значення рН трохи перевищує оптимальні значення і варіює від 7,34 до 7,86 в орному шарі та від 6,6 до 7,91 у підорному (рис. 2.9). Отже, за винятком підорного шару темно – сірої сланцевої глини, решта техноземів належить до слаболужних субстратів.

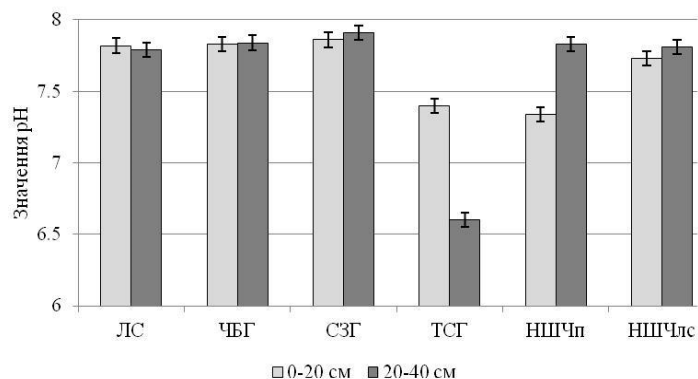


Рис.2.9. Показники рН у фітомеліорованих гірничих породах та техногенних субстратах

Підвищена мінералізація ґрунту – один з обмежувальних факторів для вирощування сільськогосподарських рослин. Із підвищенням концентрації солей у ґрунтовому розчині кореням стає важче поглинати воду та поживні речовини, наслідком чого є припинення росту. Засоленість ґрунту залежно від кількості та типу солей також може бути причиною дисбалансу поживних речовин у рослині. Наприклад, високий рівень вмісту натрію призводить до дефіциту в рослині кальцію та магнію (Ильин, 1985). Якщо вміст водорозчинних солей у водній витяжці перевищує 0,2 %, має місце засолення ґрунту. Визначення загальної мінералізації техноземів показало в деяких субстратах наявність слабого засолення сульфатно-хлоридного типу (рис. 2.10 та табл. 2.7).

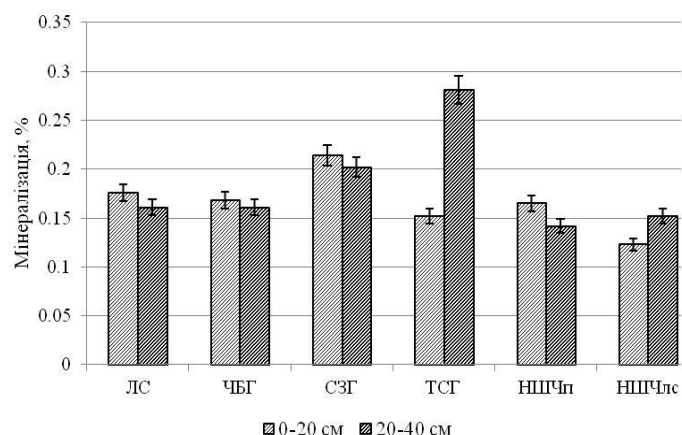


Рис. 2.10. Загальна мінералізація орного та підорного шарів техноземів

Таблиця 2.7

Первинні та поточні результати аналізу водної витяжки базових моделей техноземів за тривалого сільськогосподарського використання

Субстрати техноземи	Глибина відбору зразків, м	рН водн	Вміст катіонів, мг-екв./100 г			Вміст аніонів, мг-екв./100 г			Сухий залишок, %
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	
НШЧ	0–0,2*	7,55	0,57	0,65	0,16	0,16	0,68	1,22	0,245
	0–0,2*	8,51	1,28	0,84	0,11	0,07	0,17	0,63	0,074
ЛС	1,6–4,2	7,43	1,36	0,85	0,92	0,56	0,88	3,12	0,273
	0–0,2	8,82	0,85	0,31	0,24	0,23	0,51	0,32	0,096
ЧБГ	7,6–8,0	7,26	6,36	3,09	4,58	0,61	0,82	5,89	0,761
	0–0,2	8,62	4,15	2,68	2,06	0,18	0,36	3,27	0,277
СЗГ	13,0–15,0	7,85	1,12	0,54	1,78	0,68	1,56	3,58	0,343
	0–0,2	8,44	1,73	0,32	0,56	0,74	0,51	1,13	0,118

Аналіз первинних даних водної витяжки показав значне підвищення сухого залишку на червоно-бурих глинах, який складав 0,761 % (у порівнянні з насипним родючим шаром ґрунту – 0,245 %). Відповідно, вміст сухого залишку вплинув на розподіл аніонів і катіонів.

Отже, насипний родючий шар чорнозему, який використовується під час створення техноземів, є незасоленим, а розкриті гірничі породи можуть бути слабо- та середньозасоленими з сульфатно-хлоридним типом засолення. Це є певним обмежувальним чинником росту і розвитку солонестійких сільськогосподарських культур, особливо за дефіциту ґрунтової вологи. Тому на гірничотехнічному етапі рекультивативної земель необхідно контролювати рівень засолення субстратів і не допускати їхньої присутності у кореневмісному шарі техноземів.

В результаті досліджень встановлено, що величина сухого залишку водних витяжок із НШЧ за тривалого використання, як показують дані таблиці 2.6, складала 0,074 %. Первинні показники дорівнювали 0,245 %. Тобто зменшення показника сухого залишку було в 3,3 рази. У техноземах, складених ЛС, ЧБГ та СЗГ, показники сухого залишку перебувають у межах 0,273; 0,761 та 0,343 % відповідно. В процесі сільськогосподарського використання ці показники також суттєво зменшилися від 2,8 до 3,7 разів. За первинним вмістом легкорозчинних

селей техноземи перших років освоєння та використання можна віднести від слабкозасолених до середньо- та сильно засолених.

Вміст марганцю в досліджуваних техноземах не перевищував гранично допустимих концентрацій і коливався в межах 70,3–297,4 мг/кг (рис. 2.11).

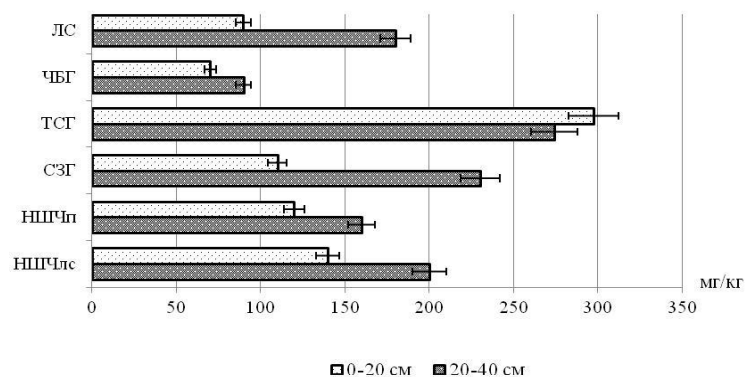


Рис.2.11. Вміст марганцю в різних типах техноземів

Найнижчу концентрацію елемента як в орному, так і в підорному шарах, спостерігали в червоно-бурій глині, а найвищу – в темно-сірій сланцевій. У всіх субстратах, за винятком ТСГ, найвищий вміст марганцю зафіксований у підорному шарі. Оцінка безпосереднього (ААБ рН 4,8) та важкодоступного (1н НСІ) резервів фітомеліорованих субстратів відносно до інших важких металів наведена в таблиці 2.8. В кількісному відношенні рівень мікроелементів та важких металів у гірничих породах не перевищував показники ґрунтової маси чорнозему південного. Найбільшим ступенем збалансованості мікроелементами характеризуються лесоподібний та червоно-бурій суглинки, червоно-бура та сіро-зелена глини. Подовжена фітомеліорація призводить до підвищення у них частки безпосереднього резерву мікроелементів у процесі біологічного вивітрювання гірничих порід. Проміж тим, у кількісному відношенні рівень мікроелементів у гірничих породах не перевищував показники ґрунтової маси чорнозему південного.

В процесі гірничо-технічного етапу проведення рекультиваційних робіт формуються насипні шари з різних розкривних ґрунтових горизонтів та гірничих порід. При цьому насипний ґрунтовий шар і підстиляючі породи суттєво ущільнюються під дією ходових систем важкої ґрунтової техніки. Крім цього, верхній рекультивований шар додатково ущільнюється в процесі багаторазових проходів важких бульдозерів та скреперів, які виконують суцільне планування.

Таблиця 2.8

**Вміст мікроелементів у чорноземі та гірничих породах, мг/кг
(чисельник – ААБ рН 4,8, знаменник – 1н НСІ)**

Субстрат	Co	Ni	Pb	Zn	Cu	Fe	Cr
ЧП	1,0±0,1	1,8±0,3	4,8±0,5	16,0±1,3	1,96±0,4	5,0±0,5	1,0±0,04
	4,88±0,3	8,4±0,4	16,6±0,9	62,0±8	8,3±0,4	1747±73	3,0±0,2
ЛС	1,9±0,1	3,6±0,6	10,1±0,1	10,0±1,1	2,5±0,04	5,0±0,5	2,0±0,1
	5,56±0,2	7,9±0,5	13,8±0,4	81,0±8,1	6,6±0,2	1283±71	3,1±0,2
ЧБС	1,7±0,3	3,8±0,2	9,4±0,7	11,3±2,2	2,8±0,2	4,3±0,2	2,2±0,1
	5,68±0,1	8,43±0,1	12,2±0,5	28,3±2,4	6,8±0,2	1243±34	3,0±0,2
ЧБГ	1,4±0,1	3,2±0,2	8,1±0,8	9,5±1,8	2,3±0,2	4,0±0,2	1,9±0,1
	6,85±0,3	11,3±0,3	12,6±0,7	35,0±36	8,57±0,3	1848±108	3,8±0,1
СЗГ	1,1±0,1	2,7±0,15	4,3±0,3	5,9±1,7	2,2±0,3	4,4±0,1	1,4±0,2
	2,43±0,3	4,0±0,32	11,0±0,7	16,3±3	7,3±0,7	1082±43	3,5±0,3
ТСГ	0,8±0,1	5,8±0,8	6,2±0,5	8,7±1,1	2,2±0,2	11,2±2	1,3±0,1
	3,33±0,3	9,2±1	11,7±1,8	35,8±4,4	8,22±0,6	2005±111	3,0±0,3

Досить часто такі породи містять сполуки, токсичні для рослин, або вони утворюються в процесі їх окиснення на поверхні. Одним із засобів виявлення придатності техноземів для вирощування сільськогосподарських культур є біотестування. Для оцінки параметрів середовища використовуються стандартизовані реакції живих організмів. В організмі, який перебуває контрольний час в умовах забруднення, відбуваються зміни у фізіологічних біохімічних, генетичних, морфологічних або імунних системах. Тест-об'єктами можуть виступати різні бактерії (Horvath et al., 1997; Рильський та Масікевич, 2012), найпростіші (Lugovaya et al., 2015), безхребетні (Hanger et al., 2018) та вищі рослини. Для оцінки токсичності техногенно забруднених ґрунтів широко застосовуються визначення схожості насіння та довжини коренів проростків вівса, гірчиці, салату, рапсу, редису, гороху, багаторічних злаків тощо (Petukhov et al., 2000; Chaignon & Hinsinge, 2003; Dubova et al., 2009). Проведене фітотестування показало, що схожість насіння редису на більшості досліджених техноземів висока і варіювала від 70 до 100 % у порівнянні з контрольними зразками (рис. 2.12).

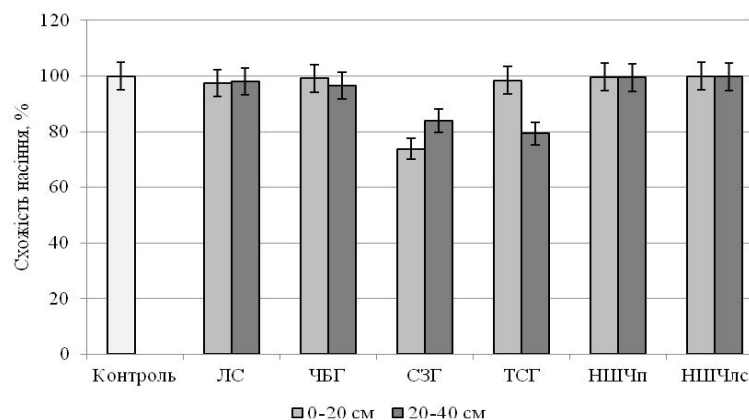


Рис. 2.12. Схожість насіння редису на різних типах техноземів

Винятком стали сіро-зелена та темно-сіра сланцева глини. Спостерігалось пригнічення процесів проростання насіння та, як наслідок, зменшення схожості в орному шарі сіро-зеленої глини на 26,2 %, у підорному шарі темно-сірої сланцевої глини на 20,7 %.

Вимірювання довжини коренів проростків виявило незначне уповільнення росту в пробах з насипного шару чорнозему до 6,25–6,9 см порівняно з контролем (табл. 2.9).

Таблиця 2.9

Середня довжина коренів проростків редису за різних типів техноземів

Тип технозему	Довжина коренів проростків редису в шарі, см	
	Орному (0–20 см)	Підорному (20–40 см)
Лесоподібний суглинок	5,72±0,26	6,09±0,24
Червоно-бура глина	5,85±0,24	6,22±0,26
Сіро-зелена глина	4,23±0,21	4,51±0,22
Темно-сіра сланцева глина	5,97±0,27	5,50±0,33
Насипний шар чорнозему на насипці з піску	6,25±0,26	6,75±0,38
Насипний шар чорнозему на насипці з лесоподібного суглинка	6,9±0,33	6,33±0,32
Контроль	7,04±0,29	

Довжина коренів рослин, пророщених на лесоподібному суглинку та червоно-бурій глині, була трохи менше, складала 5,72–6,22 см. На сіро-зеленій та темно-сірій сланцевій глинах цей показник був ще меншим (рис. 2.13).

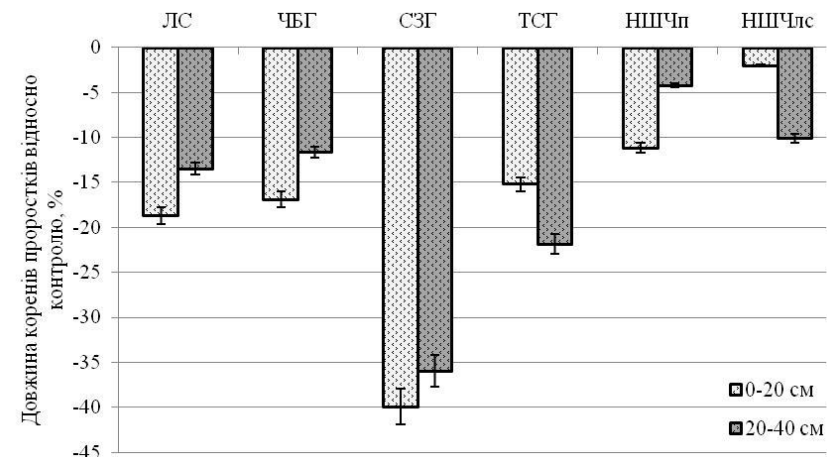


Рис.2.13. Зменшення довжини коренів проростків редиски під впливом деяких обмежувальних едафічних факторів техноземів, %

Таким чином, простежується явний обмежувальний ефект едафічних факторів означених техноземів на сільськогосподарські рослини. Негативний вплив інших субстратів не перевищував 20 % відповідно до контролю.

Для оцінки видових відмінностей у концентрації мікроелементів у вегетативній масі рослин був досліджений їхній спектр за умов вирощування у вегетаційному досліді ячменю, гороху та люцерни на різновікових фітомеліорованих субстратах. Результати цих досліджень наведені на рис. 2.14. Виявлено, що концентрація цинку та міді в зразках рослин, вирощених на гірничих породах, була вища у 1,2–2 рази порівняно з тотожними показниками ґрунтової маси. Для решти елементів зафіксована зворотна тенденція. Результати вивчення вмісту мікроелементів у вегетативній частині озимої пшениці (фаза кущення), вирощеної на фітомеліорованих гірничих породах та насипному шарі чорнозему південного, наведені на рис. 2.15. Аналіз розподілу Co, Ni, Pb, Cu і Mn у надземній масі озимої пшениці засвідчив, що рослини, вирощені на гірничих породах, за цими елементами не перевищують тотожні показники ґрунтової маси чорнозему південного. Виявлено, що вегетативна маса пшениці у фазі кущення, вирощена на червоно-бурій і сіро-зеленій глинах, була на 50 % більше забезпечена цинком і хромом.

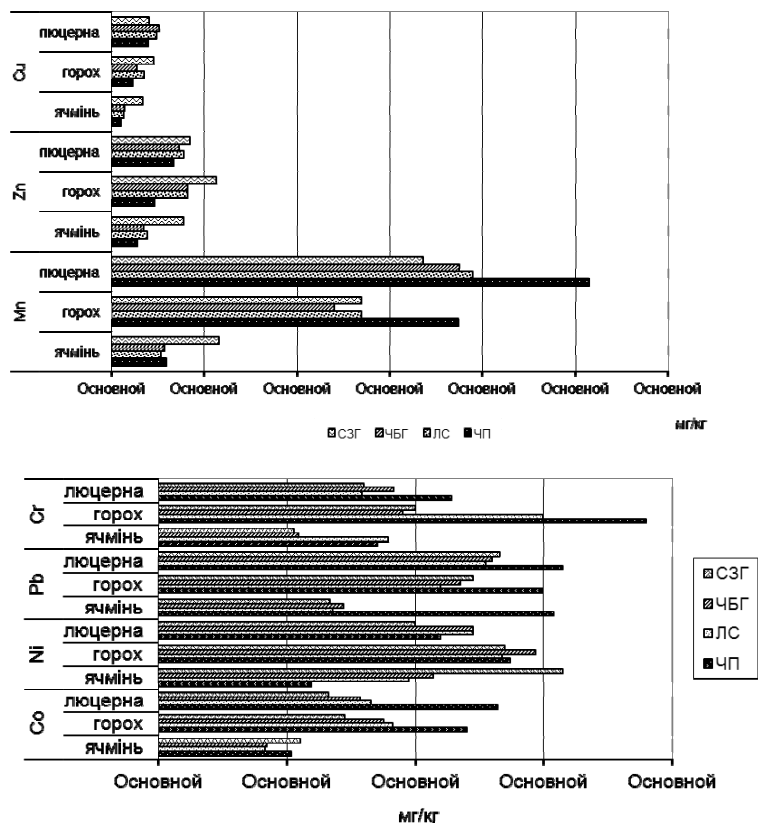


Рис. 2.14. Вміст мікроелементів у надземній масі рослин, вирощених на чорноземі південному та фітомеліорованих гірничих породах

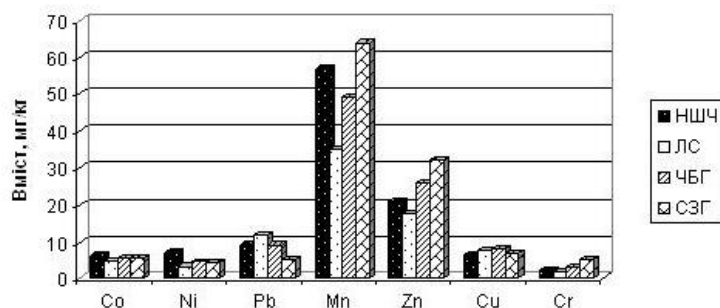


Рис. 2.15. Вміст мікроелементів у вегетативній масі озимої пшениці

Визначено, що в техноземах, які були під впливом 39-річної дії фітомеліорації, процес руйнування лляних полотен відбувався та проходив швидко (рис. 2.16). Встановлено, що кількість води в моделях техноземів впливала на швидкість розкладання полотен. З глибиною інтенсивність розкладання лляних полотен динамічно збільшувалася, хоч і не у всіх варіантах. Наприклад, на лесоподібному суглинку при 39-річній дії фітомеліорації у шарі 0–10 см вона складала 22,7 %, у шарі 10–20 см – 28,7 % і в шарі 20–30 см – 34,0 % – інтенсивність збільшувалася, а на інших варіантах техноземів лише в шарі 0–10 та 10–20 см.

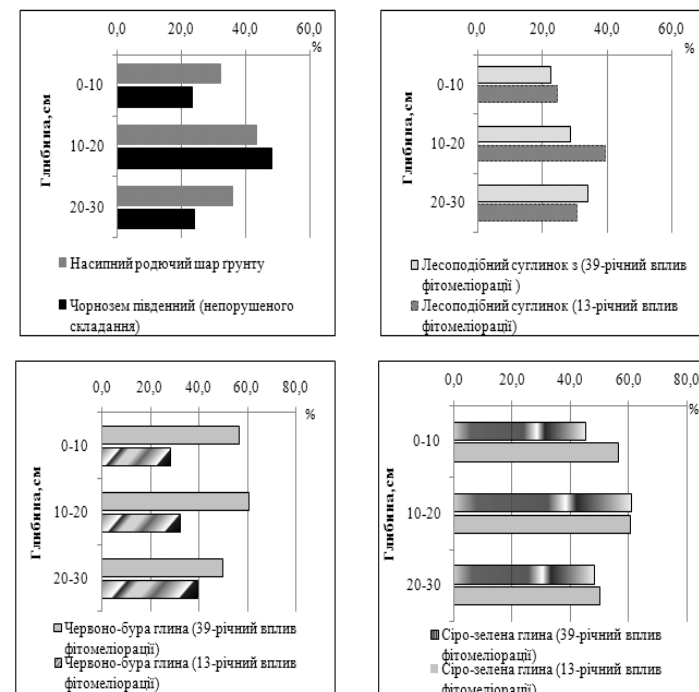


Рис. 2.16. Целюлолітична активність різноякісних моделей техноземів за тривалого сільськогосподарського використання

Цікавий процес розкладання целюлози спостерігається в техноземах, складених сіро-зеленою та червоно-бурою глинами (від 58,0 % до 60,7 % розкладання в досліджуваному шарі 0–10 та 10–20 см за довготривалій дії фітомеліорації). На варіантах із чорноземом південним непорушеного складання та гумусованим шаром ґрунту (суміш горизонтів Н+НР) відзначена особливість розкладу полотен у шарі 10–20 см, що підтверджується більшим накопиченням поживних речовин та корневих

решток. Встановлено, що за довготривалої дії фітомеліорації на різноякісні моделі техноземів Нікопольського марганцеворудного родовища досить інтенсивно мікробіологічні та біохімічні процеси відбуваються не лише у верхній 10-сантиметровій товщі, а й на 20-ти та 30-сантиметровій глибині.

Довготривале перебування гірничих порід на денній поверхні супроводжується їхнім природним окультуренням. Це стосується навіть тих ділянок, що не зазнають господарської діяльності людини. В цьому випадку їхнє зараження клітинами мікроорганізмів і насінням аборигенних видів рослин проходить навесні, коли розпочинаються польові роботи на староорних непорушених землях, та восени, коли проводяться жнива. В результаті дії цих та інших екологічних факторів поступово підвищується рівень ензиматичної активності гірничих порід та здійснюється накопичення елементів живлення, що провокує й інтенсифікує створення та розвиток мікробо-рослинних асоціацій. Цей процес набуває особливого значення внаслідок довготривалого вирощування на рекультивованих землях культурфітоценозів, складених з різних видів рослинності. Вони створюють густий, сталий трав'яний покрив, що зберігається протягом усього вегетаційного періоду рослин, і неминує стають опорними рослинами вузлових осередків концентрації елементів ґрунтової родючості. Зрозуміло, що такі культурфітоценози сприяють збільшенню кількості мікроорганізмів, особливо у верхніх шарах едафотопів, і стабілізації мікробного співтовариства відповідно до фізико-хімічних властивостей цих едафотопів. У всякому разі пухкі, розсипчасті гірничі породи мають високий стимулювальний ефект для розвитку мікроорганізмів. Вже через 10–15 років після виносу їх на «денну» поверхню встановлюється пул мікроорганізмів і виявляється мікробіологічний профіль, рисунок якого відбиває якісну строкатість едафотопу.

Корені рослин та мікроорганізми розширюють видовий склад біотичного компонента техногенної екосистеми. Ускладнюється взаємодія мікробо-рослинних асоціацій, що врешті-решт призводить до накопичення ферментів, які за рівнем активності розташовуються в такий ряд: а) гідролітичні: фосфатаза → інвертаза → уреаз; б) окисно-відновні: дегідрогеназа → каталаза → нітратредуктаза → нітритредуктаза. Виходячи з цього, можемо розподілити едафотопи в ряд за ступенем зниження в них ферментативної активності (рис. 2.17). Зрештою, мінеральна частина едафотопів, мікроорганізми, корені рослин та ферменти разом формують складну специфічну біокосну систему, результатом дії якої є накопичення елементів живлення, отже – окультурення місцевості, а відтак і поліпшення екологічного стану довкілля. Звідси, едафотопи техногенних ландшафтів характеризуються таким рівнем ферментативної активності, який передусім обумовлений біологічними особливостями

культурфітоценозів та кількістю ґрунтових мікроорганізмів у ризосфері цих рослин.

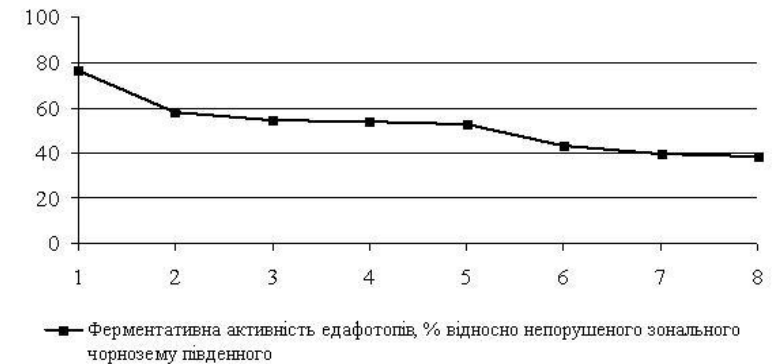


Рис. 2.17. Розподіл ферментативної активності орної товщі (0–40 см) едафотопів техногенних ландшафтів: 1 – насипний шар родючої маси чорнозему південного з рослинами; 2 – насипний шар родючої маси чорнозему південного без рослин; 3 – сіро-зелена глина з рослинами; 4 – червоно-бура глина з рослинами; 5 – лесоподібний суглинок з рослинами; 6 – сіро-зелена глина без рослин; 7 – лесоподібний суглинок без рослин; 8 – червоно-бура глина без рослин.

Виходячи з отриманих даних, можемо констатувати, що гірничі породи Нікопольського марганцеворудного басейну представлені голоценовими, пліоценовими, міоценовими та палеоценовими відкладами, винесеними на земну поверхню в процесі видобутку марганцевої руди. Основними компонентами цих техноземів є глинисті мінерали, співвідношення яких у досліджуваних субстратах різне. Темно-сіра сланцева глина містить 83 % гідролюди, тоді як каолінит та монтморилоніт представлені у невеликій кількості. У сіро-зеленій глині навпаки монтморилоніт є основним компонентом (66,8 %). У лесоподібному суглинку та чорноземі вміст усіх глинистих мінералів більш-менш однаковий. Виявлено, що найнижчий рівень максимальної гігроскопічності властивий лесоподібному суглинку (7,6 %), а найвищий – сіро-зеленій глині (20,5 %).

Досліджувані фітомеліоровані гірничі породи належать до слабогумусних субстратів. Вміст гумусу в них не перевищує 1,25 %. Техногенні субстрати з насипного шару чорнозему на підстилці з піску та лесоподібного суглинку, які містять 2,5–3,3 % гумусу, можна віднести до малогумусних.

Усі техноземи (за винятком підорного шару темно-сірої сланцевої глини з рН 6,6) належать до слаболужних субстратів, у яких значення рН варіюють від 7,34 до 7,86 в орному шарі та від 7,79 до 7,91 – у підорному.

У двох типах техноземів виявлено слабе сульфатно-хлоридне засолення. Концентрація розчинних солей сіро-зеленої глини була підвищеною як в орному (0,214 %), так і в підорному (0,202 %) шарах. У темно-сірій сланцевій глині засолення спостерігалось тільки в підорному шарі, але воно було більш значним, ніж у сіро-зеленій глині (0,281 %). Концентрація хлоридів і сульфатів у цих техноземах перевищує поріг токсичності в 7-8 та 1,5–1,7 рази відповідно, вміст марганцю не перевищував гранично допустимих концентрацій; його найбільший вміст, за винятком ТСГ, був зафіксований у підорному шарі.

Виявлено певний рівень фітотоксичності в підорному шарі темно-сірої сланцевої глини та обох шарах сіро-зеленої глини. Пригнічувальний ефект на рослини викликаний кумулятивним впливом кислотно-лужного дисбалансу ґрунту, підвищеної мінералізації та низькою родючістю цих техноземів. Вирощування на них сільськогосподарських рослин доцільно та економічно обґрунтовано тільки за умов проведення ряду меліоративних заходів, спрямованих на поліпшення фізичних та хімічних властивостей цих субстратів. Розвиток фізичних і водно-фізичних властивостей моделей техноземів порівняно з гумусоутворювальними процесами в деякій мірі виходить на перший план, оскільки визначає широкий комплекс необхідних умов щодо стійкого функціонування фітоценозів. Так, основною характеристикою цих властивостей стає утворення водостійкої структури.

Склад і властивості едафічних конструкцій техноземів на різних етапах біологічного освоєння та використання трансформуються. Спочатку вони дещо негативні – у перші роки спостерігається переущільнення і зменшення пористості, низьке забезпечення основними поживними елементами, підвищений вміст легкорозчинних солей. А вже в результаті біологічного освоєння властивості та режими відновлюються до рівня зональних ґрунтів.

2.4. Ферментативна активність техноземів як екологічний фактор

Кар'єрні розробки корисних копалин трансформують нинішні ландшафти в техногенні пустощі і призводять до повного руйнування природних біогеоценотичних зв'язків. Утворюються внутрішні і зовнішні відвали кар'єрів, на яких унаслідок анемо-, гідро-, зоо- та антропохорії поселяються клітини аборигенних штамів мікроорганізмів та насіння рослин. З цього і починається формування мікробо-рослинних асоціацій, розвиток яких проходить під пресом специфічних фізико-хімічних властивостей кар'єрного середовища. Внаслідок цього з'являються нові техногенні комплекси, які суттєво відрізняються від природних

ландшафтів морфологічними параметрами, структурою і складом біогеоценозів, характером колообігу речовин і енергії та біологічною продуктивністю.

В результаті функціонування кореневих систем рослин і різних фізіологічних груп мікроорганізмів накопичуються ферменти, які акумулюються орґано-мінеральною частиною едафотопів. Саме ферменти суттєво впливають на біохімічні процеси, а згодом і на рівень окультуреності порушеної місцевості.

На жаль, цій науковій проблемі приділяється мало уваги. Лише доведено, що створення ферментного потенціалу в товщі едафотопів техногенних ландшафтів, як і в товщі непорушених ґрунтів цілком залежить від життєдіяльності мікроорганізмів та функціонування коренів. Відповідно до цього змінюється і механізм формування рівня ферментативної активності, яка поєднується із властивостями ґрунту. Отже, корені рослин, мікроорганізми та ферменти разом із фізико-хімічними властивостями едафотопів складають єдину, нерозривну і дуже складну біогеоценотичну систему, яка постійно функціонує в товщі молодих ґрунтів, що відтворюються на кар'єрних відвалах. При цьому рівень активності ферментів цілком залежить від еколого-біологічних особливостей функціонування коренів і життєдіяльності мікроорганізмів. На рекультивованих землях активність ферментів являє собою наглядний показник біологічних можливостей едафотопів. Саме тому визначення рівня ферментативної активності орної товщі едафотопів має велике науково-практичне значення, оскільки надає реальне уявлення про процеси, що проходять у товщі техногенних ґрунтів. Крім того, дослідження ферментативної активності сприяє розширенню пізнання інтенсивності та спрямованості процесів трансформації орґанічних і мінеральних речовин у едафотобах. З цього приводу особливого значення набуває накопичення інформації та створення бази даних, яка дозволяє свідомо керувати цими процесами з метою подальшого підвищення родючості едафотопів і визначення найдодільніших шляхів їхньої оптимізації.

Рівень ферментативної активності чутливо реагує на зміни екологічних умов техногенного середовища. Цей показник треба використовувати як діагностичний тест для об'єктивного контролю за станом орної товщі рекультивованих земель. Проте пізнання ензиматичної активності едафотопів супроводжується великими труднощами, адже відвали кар'єрів являють собою неоднорідну масу, що містить незначну кількість поживних речовин. В ній створюється дуже складне середовище, яке суттєво впливає не тільки на склад та інтенсивність надходження ферментів в едафотоп, але й на характер їхньої дії.

2.4.1. Активність гідролітичних ферментів як показник накопичення елементів живлення в товщі едафотопів

Гідролітичний розпад високополімерних органо-мінеральних сполук в едафотопіях є важливим етапом взаємозв'язаних процесів їхнього перетворення на стадії гумусонакопичення. Не менш важлива роль гідролітичних ферментів полягає також у тому, що вони здійснюють функціональні зв'язки між компонентами екосистеми. У результаті дії гідролітичних ферментів органічні речовини ґрунту і залишки біоти розпадаються до різних проміжних і кінцевих продуктів мінералізації. При цьому для мікроорганізмів і рослин утворюються доступні поживні речовини.

Дослідження інвертазної, уреазної та фосфатазної активності в метровій товщі едафотопів техногенних ландшафтів показало, що орний шар (0-40 см) зонального непорушеного чорнозему південного (табл. 2.10) за ступенем збагачуваності ферментами, згідно з відомою шкалою Д.Г. Звягінцева (1987) характеризується як середній на інвертазу (24–28 мг глюкози на 1 г наважки за 24 години) і уреазу (10–19 мг NH_3 на 10 г наважки за 24 години) та як багатий на фосфатазу (10–15 мг P_2O_5 на 10 г наважки за 1 годину).

Таблиця 2.10

Активність гідролітичних ферментів та ступінь збагачуваності ними ґрунту і гірничих порід у природному заляганні

Глибина відбору зразків, см	Інвертаза, мг глюкози	Уреаза, мг NH_3	Фосфатаза, мг P_2O_5
<i>Непорушений чорнозем південний (парова ділянка)</i>			
0–20	28,4±0,9 ср. зб.	19,2±0,7 ср. зб.	15,2±0,1 д. баг.
20–40	23,8±1,2 ср. зб.	10,3±0,3 ср. зб.	9,8±0,6 баг.
40–60	10,3±0,8 б.	3,2±0,07 б.	2,8±0,05 ср. зб.
60–100	2,1±0,2 д. б.	0,9±0,04 д. б.	1,4±0,02 б.
<i>Лесоподібний суглинок (борт кар'єру)</i>			
450	сліди	0,2 д.б.	0,2 д.б.
<i>Червоно-бура глина (борт кар'єру)</i>			
1200	не в.	0,3 д.б.	не в.
<i>Сіро-зелена глина (борт кар'єру)</i>			
3300	не в.	0,4 д.б.	не в.

Примітка. Тут і далі в табл. 2.11–2.20: не в. – не виявлено, д. б. – дуже бідний, б. – бідний, ср. зб. – середньо збагачений, баг. – багатий, д. баг. – дуже багатий – ступені збагачуваності ґрунту і гірничих порід ферментами.

Активність цих гідролітичних ферментів з глибиною знижується, проте навіть шар ґрунту від 60 до 100 см має певний рівень гідролітичної активності, тобто біохімічні процеси протікають не тільки у верхніх горизонтах непорушеного чорнозему південного, але і на певній глибині.

У зразках із пухких, розсипчастих гірничих порід, відібраних на різній глибині безпосередньо з борту кар'єру, ферменти не виявлені. В кращому випадку ферментативна активність представляє величину, що перебуває в межах помилки досліду, і тому відмічається як сліди. Насамперед це стосується третинних глинистих відкладень, які за активністю уреазу показали дуже бідний вміст цього ферменту за повної відсутності фосфатази та інвертази.

Стадія ферментативного перетворення вуглеводів у ґрунтах представляє собою важливу ланку колообігу вуглецю в природі. Вона забезпечує переміщення органічного матеріалу, що надходить до едафотопу і накопиченої в ньому енергії, а також акумуляцію його в ґрунті у формі гумусу, оскільки при цьому утворюються передгумусові компоненти (Хазиев, 1982).

Бувши продуктом життєдіяльності багатьох поколінь живих організмів і коренів рослин, ферменти постійно накопичуються в товщі едафотопів, входять до їхнього складу, збільшують їх біогенність і діють вже незалежно від коливань чисельності мікроорганізмів або маси коренів. Особливо це стосується активності інвертази, яка широко розповсюджена в рослинах, мікроорганізмах і ґрунтах. Інвертазна активність відображає інтенсивність розкладу безазотистих органічних сполук, найбільш чутливо реагує навіть на незначні зміни родючості ґрунтів і використовується як основний показник біологічного стану едафотопів.

При порівнянні інвертазної активності пухких, розсипчастих гірничих порід із активністю інвертази зонального південного чорнозему впливає, що тривале (35-річне) перебування едафотопів на денній поверхні сприяє значному підвищенню їхньої інвертазної активності. Якщо в зразках, взятих з борту кар'єру, інвертазна активність відсутня, то під впливом фітомеліоративної дії рослин всі досліджувані нами едафотопи у верхньому 40-сантиметровому шарі за шкалою Д. Г. Звягінцева мають середній ступінь (15,7–24,6 мг глюкози на 1 г наважки за добу) збагачуваності ферментом інвертази (табл. 2.11).

На відміну від цього, зразки гірничих порід, що відібрані з парових ділянок (тобто ділянок без рослин і добрив), характеризуються бідним ступенем збагачуваності інвертазою. Лише сіро-зелена глина та насипний шар родючої маси чорнозему південного у верхній 20-сантиметровій товщі едафотопу мають майже однаковий середній ступінь збагачуваності цим ферментом (відповідно 18,6 і 17,6 мг глюкози/г наважки). Відсутність в едафотопіях кореневих систем рослин обмежує рівень інвертазної

активності, яка зумовлюється тільки життєдіяльністю мікроорганізмів і якісними показниками едафотопів.

Показовим є зниження показників цього параметру з глибиною. Так, у шарі 0–20 см едафотопів без фітопокриву інвертазна активність сіро-зеленої і червоно-бурої глин була вищою майже в 3,5 рази, лесоподібного суглинку – в 4,3 рази порівняно з шаром 40–60 см. Далі вниз по ґрунтовому профілю показники цього параметру знижуються і в шарі 60–100 см лесоподібного суглинку та червоно-бурої глини інвертазна активність не спостерігається.

Таблиця 2.11

Інвертазна активність після 35-річного перебування едафотопів на денній поверхні, мг глюкози на 1 г наважки за 24 години

Глибина відбору зразків, см	Парова ділянка (без рослин і добрив)	Фітопокрив
<i>Насипний шар родючої маси чорнозему південного</i>		
0–20	17,6±0,6 ср. зб.	24,6±1,3 ср. зб.
20–40	10,1±0,9 б.	19,2±0,9 ср. зб.
40–60	6,1±1,1 б.	5,9±1,1 б.
60–100	0,5±0,4 д. б.	3,7±0,8 д. б.
<i>Лесоподібний суглинок</i>		
0–20	11,7±1,0 б.	21,8±1,2 ср. зб.
20–40	7,1±0,9 б.	18,3±0,8 ср. зб.
40–60	2,7±0,9 д.б.	14,7±1,0 б.
60–100	не в.	7,6±1,1 б.
<i>Червоно-бура глина</i>		
0–20	12,4±2,0 б.	22,4±0,6 ср. зб.
20–40	5,8±0,6 б.	15,7±0,6 ср. зб.
40–60	3,5±0,5 д. б.	6,3±0,3 б.
60–100	не в.	3,6±0,6 д. б.
<i>Сіро-зелена глина</i>		
0–20	18,6±0,5 ср. зб.	22,9±1,1 ср. зб.
20–40	13,5±1,1 б.	18,3±0,8 ср. зб.
40–60	5,5±1,6 б.	6,3±0,3 б.
60–100	0,5±0,4 д. б.	4,3±0,4 д. б.

При цьому слід відмітити, що рівень активності цього ферменту в орному шарі досліджуваних едафотопів становить 41–66 % відносно рівня інвертазної активності в цьому ж шарі непорушеного чорнозему південного. Це можна пояснити наявністю навколо науково-дослідного стаціонару високопродуктивних культурфітоценозів, які створюють умови для швидкої інокуляції поверхні едафотопів спорами мікроорганізмів та

насінням рослин. Нашими дослідженнями встановлено наявність тісного позитивного кореляційного зв'язку між інвертазною активністю едафотопів та вмістом у них гумусу (в середньому $r = +0,96$). Так, у метровій товщі насипного шару родючої маси чорнозему різке падіння кількості гумусу (від 1,96 до 0,36 %) супроводжувалося помітним зменшенням швидкості гідролізу глікозидів (від 17,6 до 0,5 мг глюкози/г наважки). Лесоподібний суглинок відмічався поступовим зниженням вмісту гумусу й аналогічним характером зниження активності інвертази. Така сама закономірність відмічена і для сіро-зеленої та червоно-бурої глин: у шарі 0–40 см кількість гумусу та інвертазна активність зменшувалися майже в 2 рази, далі по профілю вміст гумусу поступово знижувався (рис. 2.18). Інвертазна активність була також незначною.

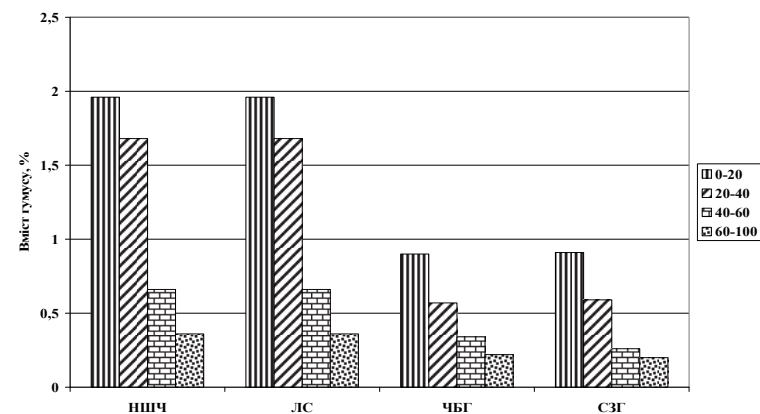


Рис. 2.18. Профільний розподіл гумусу у техноземах

Отже, молоді ґрунти, що формуються в товщі техногенних ландшафтів, за своїми основними властивостями майже завжди наближаються до зональних південних чорноземів. Неабияку роль відіграють і кореневі системи рослин, фітомеліоративна дія яких віддзеркалюється в накопиченні гумусу й інших елементів живлення. Високий вміст мобільних вуглеводів, що потрапляють з рослинними залишками, визначає високу інвертазну активність у верхніх шарах, де починається мінералізація. Інвертазна активність у зоні кореневої системи рослин в шарі 0–40 см лесоподібного суглинку і червоно-бурої глини була вищою в 2,1 рази, насипного шару родючої маси чорнозему південного – в 1,6 разів, сіро-зеленої глини – в 1,3 рази порівняно з цими ж едафотопами без фітопокриву. При цьому слід відзначити, що рівень активності цього ферменту у товщі 0–20 см досліджуваних едафотопів становить 77–87 % відносно до рівня інвертазної активності в цьому ж шарі непорушеного

чорнозему південного. А показники цього параметра в нижньому горизонті (60–100 см) відпрацьованих гірських порід навіть перевищують в 1,7–3,6 разів рівень активності інвертази у зразках, відібраних з цього ж горизонту парової ділянки зонального ґрунту. При порівнянні рівня інвертазної активності верхніх 20-сантиметрових горизонтів едафотопів між собою стає зрозумілим, що показники цього параметра знижуються у такій послідовності: насипний шар родючої маси чорнозему південного → сіро-зелена глина → червоно-бура глина → лесоподібний суглинок.

Процеси перетворення азоту і його сполук у ґрунті складають одну з центральних ланок ґрунтового метаболізму. Це пов'язано з винятковою роллю цього елементу у функціонуванні біосфери, її живих компонентів і в ґрунтоутворенні. Уреаза (карбамід-амідогідролаза) каталізує процеси гідролізу сечовини до аміаку, який служить безпосереднім джерелом азотного живлення для вищих рослин. Цим вона значно впливає на колообіг азоту і таким чином відіграє важливу роль в оптимізації азотного балансу в едафотопіях техногенних ландшафтів, де цей елемент перебуває в першому мінімумі з точки зору забезпечення живлення рослин. Найвищою уреазною активністю парових ділянок володіє насипний шар родючої маси чорнозему південного – 4,7 мг NH₃/г наважки, а найнижчою – лесоподібний суглинок – 3,1 мг NH₃/г наважки, причому найвища активність уреаз спостерігалася у верхньому шарі (0–20 см) у всіх без винятку варіантах. З поглибленням уреазна активність різко падає. Найбільш помітне зменшення показників цього параметра спостерігається в метровій товщі третинних глинистих відкладень. Так, червоно-бура і сіро-зелена глини вже з глибини 20 см і далі вниз по ґрунтовому профілю характеризуються за шкалою Д. Г. Звягінцева дуже бідним ступенем збагачуваності уреазною активністю (0,5–0,7 і 0,6–0,9 мг NH₃/г наважки відповідно). Водночас лесоподібний суглинок і насипний шар родючої маси чорнозему південного лише з глибини 40 і 60 см відповідно характеризуються вищезазначеним ступенем збагачуваності активністю цього ферменту (табл. 2.12). Різке зниження уреазної активності можна пояснити тим, що уреаза в ґрунті іммобілізується переважно на місці свого надходження і за відсутності промивного водного режиму та наявності певної поглинальної здатності едафотопів молекули уреаз майже не пересуваються по ґрунтовому профілю. Наявність рослинного покриву завжди сприяє більш енергійному протіканню біохімічних процесів у товщі едафотопів техногенних ландшафтів. Уреазна активність у зоні кореневої системи рослин в шарі 0–40 см лесоподібного суглинка була вищою в 1,2 рази, насипного шару родючої маси чорнозему південного – в 1,4 рази, червоно-бурої глини – в 1,6 разів, а сіро-зеленої глини – в 1,8 разів порівняно з цими ж едафотопами без фітопокриву. Але якщо давати цим субстратам оцінку за ступенем збагачуваності активністю уреаз, то вони навіть після 35 років фітомеліорації характеризуються як бідні та

дуже бідні. Це пояснюється тим, що багаторічні бобові трави здатні самі себе забезпечити поживними елементами, зокрема азотом, який в едафотопіях техногенних ландшафтів перебуває в першому мінімумі.

Таблиця 2.12

Уреазна активність після 35-річного перебування едафотопів на денній поверхні, мг NH₃ на 10 г наважки за 24 години

Глибина відбору зразків, см	Парова ділянка (без рослин і добрив)	Фітопокрив
<i>Насипний шар родючої маси чорнозему південного</i>		
0–20	4,7±0,1 б.	7,4±0,09 б.
20–40	3,9±0,07 б.	4,3±0,15 б.
40–60	2,5±0,04 б.	2,5±0,08 б.
60–100	0,04±0,01 д. б.	0,07±0,01 д. б.
<i>Лесоподібний суглинок</i>		
0–20	3,1±0,07 б.	3,8±0,11 б.
20–40	1,7±0,07 б.	1,9±0,04 б.
40–60	0,5±0,05 д. б.	0,8±0,04 д. б.
60–100	0,4±0,03 д. б.	0,6±0,1 д. б.
<i>Червоно-бура глина</i>		
0–20	3,3±0,14 б.	5,7±0,05 б.
20–40	0,7±0,05 д. б.	0,9±0,05 д. б.
40–60	0,6±0,04 д. б.	0,7±0,04 д. б.
60–100	0,5±0,04 д. б.	0,5±0,04 д. б.
<i>Сіро-зелена глина</i>		
0–20	3,8±0,14 б.	4,8±0,15 б.
20–40	0,9±0,08 д. б.	3,5±0,26 б.
40–60	0,7±0,07 д. б.	0,7±0,1 д. б.
60–100	0,6±0,08 д. б.	0,7±0,04 д. б.

При порівнянні рівня уреазної активності верхніх 20-сантиметрових горизонтів едафотопів між собою стає зрозумілим, що показники цього параметра знижуються у такій послідовності: насипний шар родючої маси чорнозему південного → третинні глинисті відкладення → лесоподібний суглинок.

Відомо, що фосфатази, здійснюючи мобілізацію закріпленого в органічній речовині фосфору, виконують велику біогеохімічну функцію у безперервному колообігу фосфору в біогеоценозах. Отже, рівень фосфатазної активності відображає потенційну здатність субстратів до фосформобілізаційного процесу і характеризує інтенсивність і направленість цього процесу в едафотопіях техногенних ландшафтів. Після тривалого (35-річного) перебування на денній поверхні майже всі

досліджувани нами едафотопи як на парових ділянках, так і під фітопокривом у верхньому 40-сантиметровому шарі згідно зі шкалою Д. Г. Звягінцева мають середній ступінь (1,56–4,87 мг P₂O₅ на 10 г наважки за 1 годину) збагачуваності ферментом фосфатазою (табл. 2.13).

Таблиця 2.13

Фосфатазна активність едафотопів після довготривалого перебування на денній поверхні, мг P₂O₅ на 10 г наважки за 1 годину

Глибина відбору зразків, см	Парова ділянка (без рослин і добрив)	Фітопокрив
<i>Насипний шар родючої маси чорнозему південного</i>		
0–20	4,87±0,12 ср. зб.	6,03±0,12 баг.
20–40	3,39±0,08 ср. зб.	4,73±0,05 ср. зб.
40–60	1,79±0,20 ср. зб.	2,85±0,10 ср. зб.
60–100	0,98±0,15 б.	1,17±0,05 б.
<i>Лесоподібний суглинок</i>		
0–20	2,67±0,13 ср. зб.	3,38±0,09 ср. зб.
20–40	1,19±0,08 б.	2,57±0,07 ср. зб.
40–60	0,89±0,05 б.	1,37±0,04 б.
60–100	0,20±0,02 д. б.	0,57±0,07 д. б.
<i>Червоно-бура глина</i>		
0–20	2,13±0,08 ср. зб.	3,30±0,05 ср. зб.
20–40	1,56±0,11 ср. зб.	2,58±0,05 ср. зб.
40–60	0,87±0,04 б.	1,13±0,03 б.
60–100	0,11±0,02 д. б.	0,27±0,03 д. б.
<i>Сіро-зелена глина</i>		
0–20	2,06±0,19 ср. зб.	3,15±0,11 ср. зб.
20–40	0,95±0,12 б.	2,13±0,05 ср. зб.
40–60	0,38±0,02 д. б.	0,84±0,08 б.
60–100	0,11±0,02 д. б.	0,36±0,09 д. б.

Насипний шар родючої маси чорнозему південного у товщі 0–20 см під фітопокривом характеризується багатим ступенем (6,03 мг P₂O₅ на 10 г наважки за 1 годину) збагачуваності фосфатазною активністю. Слід відзначити, що цей варіант завжди мав підвищену активність ферментів, але дещо нижчу, ніж у непорушеному чорноземі південному. При порівнянні рівня фосфатазної активності верхніх 20-сантиметрових горизонтів едафотопів між собою стає зрозумілим, що показники цього параметру знижуються у такій послідовності: насипний шар родючої маси чорнозему південного → лесоподібний суглинок → червоно-бура глина → сіро-зелена глина.

Отже, найнижчим рівнем фосфатазної активності характеризуються червоно-бура та сіро-зелена глини. При цьому показники активності фосфатази в метровій товщі зазначених порід є меншими приблизно на 50 % порівняно з показниками насипного шару родючої маси чорнозему південного. Аналіз даних щодо зміни фосфатазної активності в метровій товщі досліджуваних едафотопів показав, що рівень активності цього фермента в ґрунтовому профілі донизу знижується. Так, якщо в горизонті 0–20 см насипного шару родючої маси чорнозему південного активність фосфатази була 4,87 мг P₂O₅ на 10 г наважки за 1 годину, то в шарі 40–60 см зменшилася на 63 % порівняно з верхньою товщею; в лесоподібному суглинку – на 67 %, а в сіро-зеленій глині – на 82 %. В більш глибоких шарах едафотопів спостерігається незначна фосфатазна активність. Під рослинним покривом активність ґрунтових ферментів завжди вища порівняно з породами, що перебувають у паровому стані. Це стосується і фосфатази, яка в шарі 0–40 см всіх едафотопів за 35 років фітомеліорації досягла середнього ступеня збагачуваності ферментом.

Отже, культурфітоценози із бобових і злакових рослин сприяють значному посиленню процесу накопичення в едафотопіс гідролітичних ферментів. Особливо чітко така закономірність виявляється по фосфатазі та інвертазі. Цікаво, що і на парових ділянках насипного шару родючої маси чорнозему південного і повнопрофільного зонального чорнозему найвищу активність також проявляла фосфатаза, потім – інвертаза і уреаз. Тобто штучні едафотопи за своїми основними властивостями майже завжди наближаються до зональних південних чорноземів. Таким чином, підвищення рівня активності гідролітичних ферментів вказує на інтенсивне проходження процесів перетворення речовин і енергії в едафотопіс техногенних ландшафтів. Але для більш точної еколого-біологічної оцінки цих порід, виявлення особливостей ґрунтоутворного процесу необхідно мати інформацію про активність окисно-відновних ферментів.

2.4.2. Окисно-відновна активність едафотопів як складова процесу відновлення порушених земель

Показником інтенсивності процесів трансформації органічної речовини едафотопів є активність окисно-відновних ферментів. На думку Ф. Х. Хазієва (1982) з найважливішими функціями ферментів в трансформації органічної речовини в біогенезі гумусу і в біохімічному гомеостазі ґрунту пов'язане здійснення біогеоценотичних функцій ґрунтами. Дослідження показали, що метрові товщі характеризувалися середнім ступенем збагачуваності дегідрогеназою та каталазою, а далі вниз по ґрунтовому профілю – бідним (табл. 2.14). Вочевидь, це пов'язано з розподілом гумусу, оскільки товща верхнього гумусового горизонту

південних чорноземів в районі розміщення дослідного стаціонару досягає 30–35 см, а гумусований профіль сягає до 62–74 см.

Встановлено, що в гірничих породах, які відібрані безпосередньо з борту кар'єру, окисно-відновні ферменти відсутні (Узбек и др., 2005). Тільки каталаза показала дуже слабку (на рівні слідів) активність. Результати цих аналізів вказують на проходження в породах біохімічних процесів, які супроводжуються виділенням кисню. Водночас у червоно-бурих і сіро-зелених глинах, а також у лесоподібних суглинках дегідрогеназної активності майже не спостерігалось.

Таблиця 2.14

Активність окисно-відновних ферментів та ступінь збагачуваності ними ґрунту і гірничих порід в природному заляганні

Глибина відбору зразків, см	Дегідрогеназа, мг ТФФ/г наважки	Каталаза, $\text{O}_2 \text{ см}^3/\text{г}$ наважки
<i>Непорушений чорнозем південний (парова ділянка)</i>		
0–20	6,1±0,37 ср. зб.	5,8±0,42 ср. зб.
20–40	4,8±0,21 ср. зб.	5,3±0,36 ср. зб.
40–60	3,5±0,48 ср. зб.	3,9±0,17 ср. зб.
60–100	1,8±0,62 б.	2,4±0,21 б.
<i>Лесоподібний суглинок (борт кар'єру)</i>		
450	0,2 д. б.	0,9 д. б.
<i>Червоно-бура глина (борт кар'єру)</i>		
1200	не в.	2,0 б.
<i>Сіро-зелена глина (борт кар'єру)</i>		
3300	не в.	1,4 б.

Довготривале перебування едафотопів на денній поверхні посилює процес накопичення в них окисно-відновних ферментів, особливо дегідрогенази. Цей фермент каталізує реакції дегідрування органічних речовин, тобто вуглеводів, органічних кислот, амінокислот, гумінових кислот і т.д. Мобілізований дегідрогеназами водень в результаті окислення органічних речовин передається відповідним акцепторам. Було встановлено, що досліджувані едафотопи мали широкий діапазон дегідрогеназної активності, а її величина коливається від 0,8 до 7,5 мг ТФФ на 10 г наважки (табл. 2.15).

Таблиця 2.15

Дегідрогеназна активність едафотопів після довготривалого перебування на денній поверхні, мг ТФФ на 10 г наважки за 24 години

Глибина відбору зразків, см	Парова ділянка	Фітопокрив
<i>Насипний шар родючої маси чорнозему південного</i>		
0–20	4,8±0,15 ср. зб.	7,5±0,20 ср. зб.
20–40	4,4±0,15 ср. зб.	6,7±0,44 ср. зб.
40–60	3,2±0,21 ср. зб.	4,4±0,18 ср. зб.
60–100	1,3±0,21 б.	2,1±0,22 б.
<i>Лесоподібний суглинок</i>		
0–20	3,3±0,23 ср. зб.	4,1±0,23 ср. зб.
20–40	3,0±0,23 ср. зб.	3,4±0,26 ср. зб.
40–60	1,7±0,12 б.	2,3±0,21 б.
60–100	0,8±0,21 д. б.	1,5±0,17 б.
<i>Червоно-бура глина</i>		
0–20	4,3±0,21 ср. зб.	4,6±0,18 ср. зб.
20–40	3,5±0,10 ср. зб.	3,8±0,22 ср. зб.
40–60	2,3±0,22 б.	2,6±0,19 б.
60–100	1,0±0,20 д. б.	1,4±0,15 б.
<i>Сіро-зелена глина</i>		
0–20	3,8±0,21 ср. зб.	4,6±0,15 ср. зб.
20–40	3,3±0,26 ср. зб.	3,9±0,24 ср. зб.
40–60	1,2±0,21 б.	1,5±0,18 б.
60–100	0,8±0,22 д. б.	1,1±0,12 б.

Це вказує на інтенсивне проходження біохімічних процесів у товщі вказаних едафотопів. Максимальні значення цього показника відмічено у верхньому шарі (0–20 см) всіх варіантів, мінімальні – у нижньому шарі (60–100 см).

При порівнянні рівня дегідрогеназної активності в метровій товщі даних едафотопів видно, що за 35 років перебування на денній поверхні насипний шар родючої маси чорнозему південного досяг рівня середнього ступеню збагачуваності дегідрогеназою (3,2–7,5 мг ТФФ на 10 г наважки) у шарі 0–60 см, лесоподібний суглинок, червоно-бура і сіро-зелена глини (3,0–4,6 мг ТФФ на 10 г наважки) – у шарі 0–40 см. Причому більш високі значення цього показника мають третинні глинисті відкладення, які характеризуються важким гранулометричним складом.

На чітку залежність дегідрогеназної активності від гранулометричного складу вказував Ф. Х. Хазієв (1982). На його думку, в ґрунтах важкого гранулометричного складу створюються умови відносного анаеробіозису в результаті того, що ці ґрунти мають більшу

здатність до оструктурення; структурні грудочки їх більш компактні і внаслідок цього дегідрогенази тут активно функціонують. Високий рівень дегідрогеназної активності у верхній товщі парових ділянок усіх досліджуваних едафотопів пов'язаний з життєдіяльністю мікроорганізмів, загальна кількість яких в окремі періоди може сягати більше ніж 60 млн. на 1 г абсолютно сухої наважки (Узбек, 2001).

В культурфітоценозах спостерігається підвищення дегідрогеназної активності, оскільки тут достатньо органічного матеріалу рослин, що є необхідним для проходження процесу ґрунтоутворення. Далі униз по ґрунтовому профілю дегідрогеназна активність зменшується, тобто ґрунтотворний процес рекультивованих земель починається з поверхні, поступово охоплюючи нижні шари едафотопів. Результати наших досліджень свідчать про те, що дегідрогеназна активність в зоні кореневої системи рослин в шарі 0–40 см червоно-бурої глини була вищою в 1,1 рази, лесоподібного суглинку і сіро-зеленої глини – в 1,2 рази, а насипного шару родючої маси чорнозему південного – в 1,5 разів у порівнянні з цими ж едафотопами без фітопокриву. А значення показника цього параметра в метровій товщі насипного шару родючої маси чорнозему південного під фітопокривом навіть перевищують в 1,3 рази рівень дегідрогеназної активності в цій же товщі парової ділянки непорушеного чорнозему південного. Отже, під культурфітоценозами переважного розвитку в товщі порід отримують процеси, дія яких відбувається при активній участі дегідрогенази, тобто процеси, що мають стосунок до інтенсифікації ґрунтоутворення.

Каталазна активність також широко використовується для ензиматичної діагностики ґрунтів. Каталаза – це фермент, за участю якого здійснюється розклад перекису водню. Джерела його формування в дихальному процесі живих організмів різноманітні. Він може утворюватися при окисленні органічних сполук за участю флавінових ферментів. Каталаза може зберігатись у ґрунті і бути показником функціональної активності мікрофлори в різних екологічних умовах. Згідно з нашими даними, довготривале перебування едафотопів на денній поверхні сприяє значному підвищенню їхньої каталазної активності. Якщо в зразках, взятих з борту кар'єру, за шкалою Д. Г. Звягінцева (1978) ступінь збагачуваності каталазою третинних глинистих відкладень позначався як бідний ($1,4-2,0 \text{ O}_2 \text{ см}^3$ на 1 г наважки за хвилину), а лесоподібних суглинків – дуже бідний ($0,9 \text{ O}_2 \text{ см}^3$ на 1 г наважки за хвилину), то майже всі досліджувані нами едафотопи у верхньому 40-сантиметровому шарі вже мають середній ступінь ($3,4-5,1 \text{ O}_2 \text{ см}^3$ на 1 г наважки за хвилину) збагачуваності цим ферментом (табл. 2.16). Проте відносно до зонального ґрунту рівень каталазної активності у вказаних варіантах на 12,1–35,8 % знижений.

Таблиця 2.16

Каталазна активність едафотопів після довготривалого перебування на денній поверхні, $\text{O}_2 \text{ см}^3$ на 1 г наважки за хвилину

Глибина відбору зразка, см	Парова ділянка	Фітопокрив
<i>Насипний шар родючої маси чорнозему південного</i>		
0–20	$4,0 \pm 0,12$ ср. зб.	$5,1 \pm 0,09$ ср. зб.
20–40	$3,8 \pm 0,10$ ср. зб.	$4,2 \pm 0,09$ ср. зб.
40–60	$3,7 \pm 0,06$ ср. зб.	$4,1 \pm 0,10$ ср. зб.
60–100	$2,5 \pm 0,03$ б.	$3,2 \pm 0,07$ ср. зб.
<i>Лесоподібний суглинок</i>		
0–20	$3,6 \pm 0,12$ ср. зб.	$4,1 \pm 0,03$ ср. зб.
20–40	$2,8 \pm 0,09$ б.	$3,5 \pm 0,06$ ср. зб.
40–60	$2,4 \pm 0,09$ б.	$2,8 \pm 0,12$ б.
60–100	$2,1 \pm 0,29$ б.	$2,2 \pm 0,12$ б.
<i>Червоно-бура глина</i>		
0–20	$3,8 \pm 0,12$ ср. зб.	$4,6 \pm 0,09$ ср. зб.
20–40	$3,4 \pm 0,12$ ср. зб.	$3,9 \pm 0,12$ ср. зб.
40–60	$2,8 \pm 0,20$ б.	$3,0 \pm 0,03$ ср. зб.
60–100	$2,7 \pm 0,10$ б.	$1,9 \pm 0,07$ б.
<i>Сіро-зелена глина</i>		
0–20	$4,2 \pm 0,06$ ср. зб.	$4,6 \pm 0,10$ ср. зб.
20–40	$3,6 \pm 0,13$ ср. зб.	$4,4 \pm 0,03$ ср. зб.
40–60	$2,5 \pm 0,12$ б.	$2,9 \pm 0,09$ б.
60–100	$2,3 \pm 0,25$ б.	$2,5 \pm 0,10$ б.

Серед наведених едафотопів найвищу активність каталази проявляє насипний шар родючої маси чорнозему південного, а найнижчу – лесоподібний суглинок. Лише останній в метровій товщі парової ділянки з глибини 20 см і нижче характеризується бідним ступенем збагачуваності каталазою. Рівень каталазної активності в метровій товщі цих едафотопів закономірно зменшується по ґрунтовому профілю. Ця обставина, очевидно, пояснюється зниженням аерації в нижчележачих шарах, де перекис водню як кінцевий продукт окиснення утворюється, мабуть, у невеликій кількості. Тому тут роль каталази в окисно-відновних процесах знижується. Можливо, це пов'язано з кількістю мікроорганізмів у едафотопі. Наявність в едафотопі корневих систем рослин значно збільшує чисельність мікроорганізмів, що, у свою чергу, сприяє більш енергійному протіканню біохімічних процесів. Отримані дані свідчать про

те, що каталазна активність у зоні кореневої системи рослин в метровій товщі насипного шару родючої маси чорнозему південного та лесоподібного суглинку була вищою в 1,2 рази, а червоно-бурої і сіро-зеленої глини – в 1,1 рази у порівнянні з цими ж едафотопами без фітопокриву. Отже, активність каталази, яка характеризує інтенсивність окислення органічних речовин у процесі дихання, вказує на особливості окисно-відновної здатності едафотопів.

Процеси перетворення азоту і його сполук складають одну із центральних ланок ґрунтового метаболізму, що пов'язано з винятковою роллю цього елемента у функціонуванні біосфери, її живих компонентів та в ґрунтоутворенні. Нітратредуктаза каталізує реакцію відновлення азотної кислоти до азотистої і передає мобілізований дегідрогеназами водень кисню нітратів. Отже, активність нітратредуктази можна використовувати як діагностичний тест на забезпеченість рослин азотом у ході вегетації.

Визначення активності нітратредуктази показало, що максимальні показники цього параметра на парових ділянках спостерігаються у верхній 20-сантиметровій товщі насипного шару родючої маси чорнозему південного – 0,54 мг NO₃/г наважки. При цьому слід відзначити, що рівень активності цього фермента у вказаному едафотопі становить близько 34 % відносно до рівня нітратредуктазної активності у цьому ж шарі не порушеного чорнозему південного (табл. 2.17).

Таблиця 2.17

Активність деяких амідаз на паровій ділянці не порушеного чорнозему південного

Глибина відбору зразків, см	Нітратредуктаза, мг NO ₃ /г наважки	Нітритредуктаза, мг NO ₂ /г наважки
0–20	1,59±0,05	4,81±0,03
20–40	1,17±0,05	2,54±0,04
40–60	0,37±0,04	1,00±0,04
60–100	0,15±0,03	0,24±0,04

Інші едафотопи володіють значно нижчою активністю нітратредуктази – 0,30–0,36 мг NO₃/г наважки. З поглибленням активність цього ферменту знижується. Так, якщо в горизонті 0–20 см насипного шару родючої маси чорнозему південного активність нітратредуктази була 0,54 мг NO₃/г наважки, то в шарі 40–60 см зменшилася в 2,4 рази порівняно з верхньою товщею; у лесоподібному суглинку – в 3,7 разів, а в сіро-зеленій глині – в 7,2 рази (табл. 2.18). В більш глибоких шарах едафотопів спостерігається незначна нітратредуктазна активність. Досить різке зниження активності цього фермента в третинних глинистих відкладеннях можна пояснити їх важким гранулометричним складом.

Адже відомо, що нітрати перебувають переважно в ґрунтовому розчині, володіють високою рухомістю і можуть вимиватися у нижчі шари ґрунту. А едафотопи з більш важким гранулометричним складом здатні краще поглинати й утримувати воду з розчиненими в ній нітратами. Наприклад, рівень активності цього фермента у верхньому 20-сантиметровому горизонті едафотопів на парових ділянках коливається від 18 % (у лесоподібному суглинку) до 27 % (у насипному шарі родючої маси чорнозему південного), а під фітопокривом – від 22 до 40 % відносно до рівня нітритредуктазної активності у цьому ж шарі не порушеного чорнозему південного.

Таблиця 2.18

Нітратредуктазна активність едафотопів після довготривалого перебування на денній поверхні, мг NO₃/г наважки

Глибина відбору зразків, см	Парова ділянка	Фітопокрив
<i>Насипний шар родючої маси чорнозему південного</i>		
0–20	0,54±0,05	0,79±0,04
20–40	0,35±0,07	0,55±0,07
40–60	0,22±0,02	0,25±0,02
60–100	0,03±0,01	0,05±0,02
<i>Лесоподібний суглинок</i>		
0–20	0,30±0,02	0,36±0,04
20–40	0,20±0,02	0,28±0,03
40–60	0,08±0,02	0,13±0,01
60–100	0,03±0,01	0,07±0,01
<i>Червоно-бура глина</i>		
0–20	0,32±0,01	0,53±0,02
20–40	0,17±0,02	0,29±0,03
40–60	0,08±0,02	0,13±0,02
60–100	0,04±0,01	0,05±0,01
<i>Сіро-зелена глина</i>		
0–20	0,36±0,03	0,51±0,02
20–40	0,24±0,02	0,31±0,02
40–60	0,05±0,01	0,11±0,01
60–100	0,02±0,01	0,06±0,01

Для активності нітритредуктази характерні аналогічні з нітратредуктазою особливості розподілу по ґрунтовому профілю, впливу культурфітоценозів, тісний позитивний кореляційний зв'язок із вмістом гумусу, загального та легкогідролізованого азоту (табл. 2.19). Так, рівень активності цього фермента у верхньому 20-сантиметровому горизонті едафотопів на парових ділянках коливається від 18 (у лесоподібному суглинку) до 27 % (у насипному шарі родючої маси чорнозему

південного), а під фітопокривом – від 22 до 40 % відносно до рівня нітритредуктазної активності у цьому ж шарі непорушеного чорнозему південного.

Таблиця 2.19

Нітритредуктазна активність едафотопів техногенних ландшафтів після довготривалого перебування на денній поверхні, мг NO₂/г наважки

Глибина відбору зразків, см	Парова ділянка	Фітопокрив
<i>Насипний шар родючої маси чорнозему південного</i>		
0–20	1,28±0,03	1,94±0,04
20–40	1,09±0,02	1,24±0,05
40–60	0,66±0,14	0,70±0,03
60–100	0,14±0,01	0,18±0,04
<i>Лесоподібний суглинок</i>		
0–20	0,86±0,02	1,05±0,05
20–40	0,44±0,13	0,63±0,06
40–60	0,17±0,03	0,28±0,04
60–100	0,05±0,01	0,07±0,02
<i>Червоно-бура глина</i>		
0–20	0,91±0,02	1,67±0,05
20–40	0,29±0,02	0,49±0,05
40–60	0,26±0,03	0,39±0,03
60–100	0,09±0,01	0,09±0,02
<i>Сіро-зелена глина</i>		
0–20	0,98±0,03	1,41±0,05
20–40	0,33±0,02	0,93±0,05
40–60	0,23±0,02	0,30±0,04
60–100	0,08±0,01	0,09±0,01

Аналіз рівня як нітритредуктазної активності, так і активності інших досліджуваних окисно-відновних ферментів, верхніх 20-сантиметрових горизонтів едафотопів між собою показав, що дані цього параметру знижуються у такій послідовності: насипний шар родючої маси чорнозему південного → третинні глинисті відкладення → лесоподібний суглинок. Вочевидь, що на рівень активності цих амідаз у товщі штучних едафотопів можуть впливати не тільки сполуки азоту, а й також інші екологічні фактори. Визначення рівня активності окисно-відновних ферментів у метровій товщі едафотопів техногенних ландшафтів показало, що існує тісна кореляція між активністю ензимів і екологічними факторами. Отже, їхня активність у комплексі з гідролітичними ферментами можна використовувати для еколого-біологічної оцінки штучних едафотопів.

3. ВИРОЩУВАННЯ СІЛЬСКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР НА РЕКУЛЬТИВОВАНИХ ЗЕМЛЯХ ЗАХІДНОГО ДОНБАСУ ДЛЯ ОТРИМАННЯ БІОПАЛИВНОЇ СИРОВИНИ

3.1. Аналіз ґрунтових профілів рекультивації шахтних відвалів Західного Донбасу

Необхідність відновлення стану порушених ландшафтів Західного Донбасу пов'язана з тривалою розробкою вугілля у заплавної частині річки Самара (Харитонов та Жиленко, 2006). Серед негативних явищ, пов'язаних із видобутком вугілля, одне з основних – забруднення поверхневих і підземних вод. Джерелом забруднення, поряд із шахтними водами, що надходять з збагачувальної фабрики, є відвальні шахтні породи і продукти збагачення вугілля. Розробка шахтами вугільних пластів призводить до утворення на поверхні заплави глибоких тріщин і інтенсивних осідань (до 1 м, іноді до 3–7 м). Просіла територія заповнюється ґрунтовими і поверхневими водами і перетворюється в заболочену водойму. При цьому погіршується родючість ґрунту, стан заплавної луки і лісів. Роботи з рекультивації заплавної ділянки річки Самари в Західному Донбасі проводяться останні півстоліття. Рекультивація просілих ділянок заплави проводиться з використанням порід шахтних виробок (Евграфіна, 2003). У зв'язку з цим можливе виділення з шахтних порід екологічно шкідливих речовин на рівні їх критичних концентрацій в ґрунтах і поверхневих водах. Екологічно шкідливі речовини в шахтних відвалах (сульфіди, хлориди та ін.) змінюються в часі залежно від фізико-хімічних умов. Як початкову стадію вивітрювання можна розглядати вилугування водорозчинних солей із шахтних порід. Цей процес починається практично відразу після відсилання шахтних порід на денну поверхню. З плином часу винос солей зменшується. Така тенденція виносу сприяє поліпшенню відвальних порід у разі їх рекультивації. Темп виносу солей із відвалу залежить від декількох причин. До них належать геоморфологічні умови відсіпання, текстура і хімічний склад порід та ін. Швидкість зміни хімічного складу порід може бути різною. Головним джерелом шкідливого хімічного впливу є сульфід (пірит, марказит), за окислення яких утворюється сульфат заліза і сірчана кислота. Більшість шахтних відвалів вимагає перед їхньою рекультивацією провести заходи щодо захисту верхнього шару від вертикальної міграції токсичних солей. Високі рівні обмінного алюмінію розглядаються як основне обмеження росту рослин. Для нейтралізації дії алюмінію рекомендується вводити хімічні меліоранти, створювати геохімічні бар'єри (Костенко, 2003). Запропоновано декілька методів меліорації ґрунтів: внесення різних кальціймісних сполук (вапна), летючої золи вугілля,

шламу переробки глинозему, підвищеної кількості органічних (осади стічних вод, компост) та мінеральних добрив (400кг/га P_2O_5), введення шару карбонатних порід. При вивченні шахтних відвалів Західного Донбасу виникає необхідність простежити зміну фізико-хімічних властивостей шахтних порід, встановити швидкість виносу речовини порід, вивчити міграцію токсичних речовин за профілем рекультивованих земель. У зв'язку з цим дослідями передбачалося багаторічне вивчення ефективності дво- та трьохшарової моделі рекультивації як геохімічного бар'єру для блокування вертикальної міграції токсичних солей з відвалу шахтних порід.

Павлоградський дослідний стаціонар сільськогосподарської рекультивації порушених земель ДДАЕУ у Західному Донбасі був закладений у 1976 р. у заплаві р. Самара з метою пошуку найкращих реставраційних заходів. Треба відзначити, що в усіх варіантах щороку (до середини 90-х років) вирощували сільськогосподарські культури. Надалі дослідні ділянки знаходились під природним заростанням. Дослідні варіанти Павлоградського стаціонару рекультивації порушених земель ДДАЕУ представлені декількома моделями (без та з екрануючим шаром лесоподібного суглинку):

1. Шахтна порода ШП + 30 см насипного шару чорнозему (30НШЧ);
2. ШП + 50НШЧ;
3. ШП + 50 см лесоподібного суглинку (50ЛС) + 30НШЧ;
5. ШП + 50ЛС + 50НШЧ;

Геохімічна оцінка варіантів рекультивації у Західному Донбасі проводилась з урахуванням окисно-відновлювальних умов. Аналіз головних компонент дозволив виявити три головні компоненти, власні числа яких переважають 1, які разом пояснюють 68,13 % варіабельності простору ознак (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Аналіз головних компонент варіювання мінералізації ґрунтового розчину та хімізму водної витяжки (наведені статистично вірогідні коефіцієнти кореляції для $p < 0,05$)

Змінні	Головні компоненти		
	РС 1	РС 2	РС 3
pH	0,86	–	–0,30
Сухий залишок, %	–0,97	–	–
HCO_3^-	–0,73	0,28	–0,29
Cl^-	–0,84	–	–0,24
SO_4^{2-}	–0,96	–0,12	–
Ca^{2+}	–0,95	–	0,13
Mg^{2+}	–0,91	–0,13	–
$Na^+ + K^+$	–0,89	–0,16	–0,19
Пояснена варіація, %	47,01	10,73	10,39

Головна компонента 1 пояснює 47,01 % варіабельності простору ознак. Ця компонента характеризується статистично вірогідними та значними за модулем коефіцієнтами кореляції з усіма дослідженими ознаками. Показник кислотності ґрунтової витяжки характеризується позитивним коефіцієнтом кореляції, усі інші – негативним. Таким чином, головна компонента 1 – це рівень загальної мінералізації ґрунтового розчину, який вказує на те, що збільшення мінералізації пов'язане зі зниженням значень pH.

Загальна лінійна модель впливу типу технозему, часу, глибини відбору зразка та їхньої взаємодії здатна пояснити 92 % варіабельності головної компоненти 1 (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Загальна лінійна модель впливу типу технозему, часу, глибини відбору зразка та їх взаємодії на значення головної компоненти 1 ($R^2 = 0,92$)

Предиктори	Сума квадратів	Ступені свободи	Середня сума квадратів	F-відношення	p-рівень
Константа	739,94	1	739,94	1370,08	0,00
Тип	396,11	3	132,04	244,48	0,00
Час	8,79	2	4,40	8,14	0,00
Глибина	908,05	1	908,05	1681,37	0,00
Тип*Час	7,41	6	1,23	2,29	0,04
Тип*Глибина	40,77	3	13,59	25,16	0,00
Час*Глибина	15,01	2	7,50	13,90	0,00
Тип*Час*Глибина	12,08	6	2,01	3,73	0,00
Помилка	191,18	354	0,5401	–	–

Статистично вірогідними предикторами головної компоненти 1 є всі досліджені предиктори та їхня взаємодія. Найбільше значення для варіації головної компоненти 1 має тип технозему та глибина відбору проб (рис. 3.1 та 3.2).

Час, хоч є статистично вірогідним предиктором, відіграє несуттєву роль у варіюванні головної компоненти 1. Загалом її можна визнати як таку, яка несуттєво змінюється протягом періоду дослідження.

Найбільшим загальним рівнем мінералізації характеризується варіант 2, дещо меншим – варіант 3, а найменший рівень мінералізації характерний для варіантів 5 та 6.

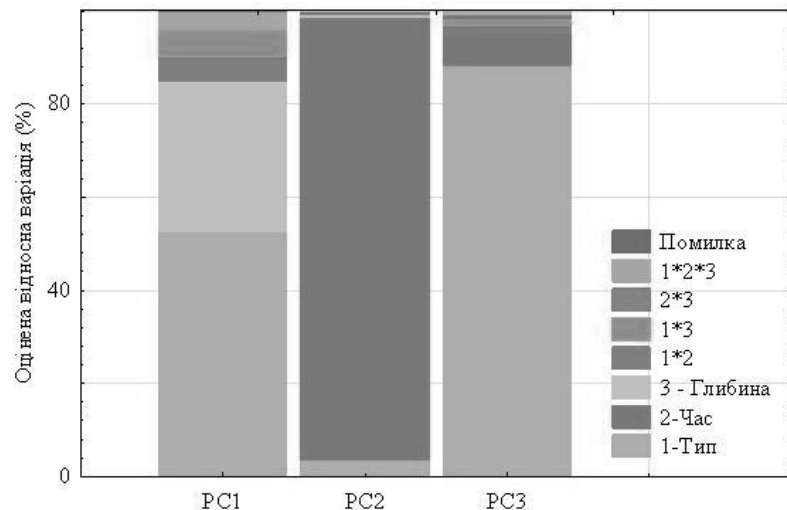


Рис. 3.1. Складові варіації головних компонент 1–3

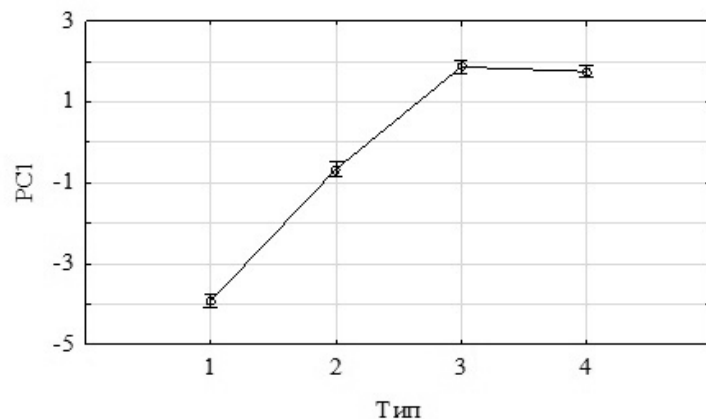


Рис. 3.2. Варіювання значень компоненти 1 залежно від типу техноземи.
Умовні позначки: 1 – варіант 2; 2 – варіант 3; 3 – варіант 5; 4 – варіант 6

Аналіз профільного розподілу значень головної компоненти 1 вказує на специфічність цієї ознаки залежно від типу техноземи та певну інваріантність цього показника в часі (рис. 3.3).

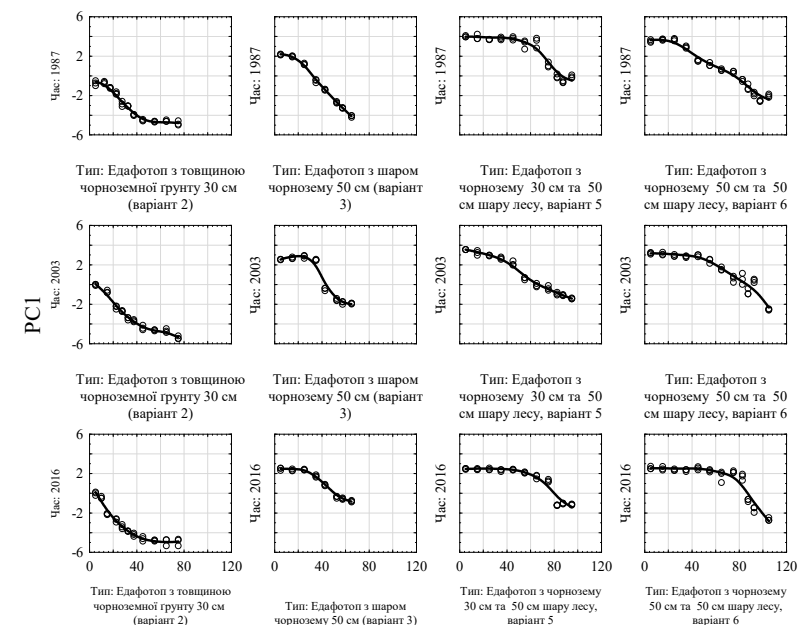


Рис. 3.3. Профільний розподіл значень головної компоненти 1 залежно від типу техноземи в різні періоди дослідження

Таким чином, головна компонента 1 відображає конституціональні особливості профільного розподілу властивостей техноземів, які визначаються особливостями їхньої конструкції. Загальний рівень мінералізації є досить консервативною ознакою, а його профільний розподіл є досить інваріантним у часі. Це стосується також загальних патернів розподілу досліджених водорозчинних іонів та рН.

Головна компонента 2 описує 10,73 % варіабельності простору ознак. Вона позитивно корелює з концентрацією гідрокарбонат-іону та негативно – з концентрацією сульфат-іону, магнію та одновалентних іонів. Слід відзначити, що варіювання вказаних іонів відбувається за умов стабільного рН та стабільної мінералізації ґрунтового розчину.

Зовнішні чинники здатні пояснити 99,14 % варіювання головної компоненти 2. Всі досліджені предиктори є статистично вірогідними. Найбільше значення для головної компоненти 1 відіграє час, від якого залежить 94,9 % її варіювання. Значення головної компоненти 2 збільшуються з часом (табл. 3.3). Регресійний коефіцієнт глибини має від'ємний знак ($-0,10 \pm 0,01$), що вказує на те, що вплив головної компоненти з глибиною зменшується.

Таблиця 3.3

Загальна лінійна модель впливу типу техноземи, часу, глибини відбору зразка та їх взаємодії на значення головної компоненти 2 ($R^2 = 0,99$)

Предиктори	Сума квадратів	Ступені свободи	Середня сума квадратів	F-відношення	p-рівень
Константа	3,35	1	3,35	243,93	0,00
Тип	3,55	3	1,18	86,27	0,00
Час	148,11	2	74,06	5396,96	0,00
Глибина	4,17	1	4,17	304,11	0,00
Тип*Час	0,28	6	0,05	3,38	0,00
Тип*Глибина	0,33	3	0,11	7,99	0,00
Час*Глибина	1,30	2	0,65	47,29	0,00
Тип*Час*Глибина	0,25	6	0,04	3,05	0,01
Помилка	4,86	354	0,01	—	—

Таким чином, головна компонента 2 віддзеркалює тренд збільшення вмісту у водному розчині техноземів гідрокарбонатів та зменшення сульфатів, магнію, калію та натрію (рис. 3.4). Цей тренд можна зв'язати з наслідками біогенного фактору. Вірогідно, збільшення вмісту гідрокарбонатів може виникати внаслідок метаболічної активності мікробіоти, що приводить до певного розсолоння ґрунтового профілю. Особливості варіювання профільного розподілу значень головної компоненти 2 підкреслюють біогенну природу цієї компоненти, значення якої накопичуються у часі та послаблюються з глибиною ґрунтового шару (рис. 3.5).

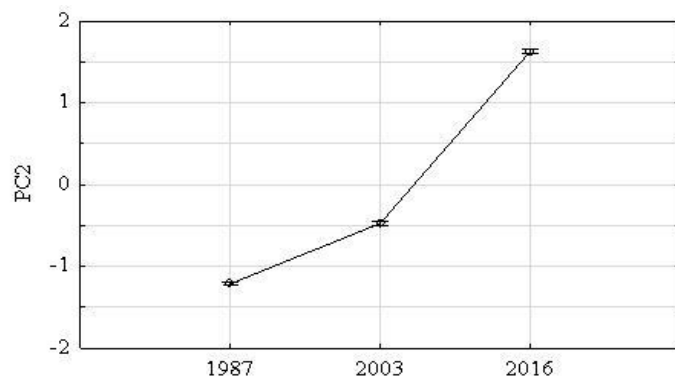


Рис. 3.4. Залежність головної компоненти 2 від часу

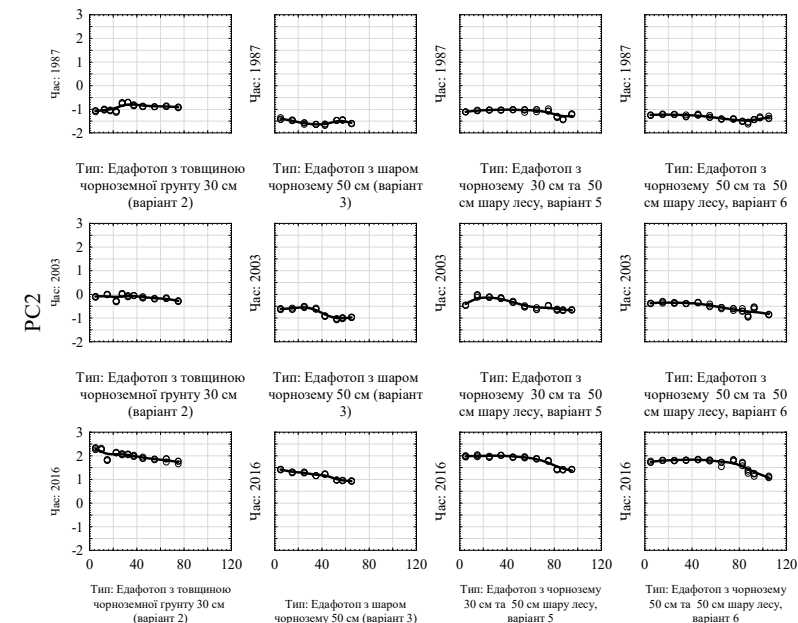


Рис. 3.5. Профільний розподіл значень головної компоненти 2 залежно від типу техноземи в різні періоди дослідження

Головна компонента 3 пояснює 10,39% варіабельності простору ознак. З нею позитивно корелює уміст кальцію, та негативно – значення рН, вміст гідрокарбонату, хлору та одновалентних іонів. Загальна лінійна модель впливу типу техноземи, часу, глибини відбору зразка та їх взаємодії здатна пояснити 98 % варіабельності головної компоненти 3 (табл. 3.4).

Найважливішим чинником варіювання головної компоненти 3 є тип техноземи. Від цього предиктору залежить 88,1 % варіювання головної компоненти 3. Головна компонента 3 вказує на відносно більший вміст гідрокарбонатів у техноземі з шаром чорноземи 50 см, тоді як в інших типах спостерігається більший вміст гідрокарбонату, хлору та одновалентних іонів при більшому рН.

Протягом часу значення головної компоненти 3 монотонно збільшуються для техноземи з шаром чорноземи 50 см, а для інших типів варіювання залежно від часу не є монотонним (рис. 3.6 та 3.7).

Таблиця 3.4.

Загальна лінійна модель впливу типу технозему, часу, глибини відбору зразка та їх взаємодії на значення головної компоненти 3 ($R^2 = 0,98$)

Предиктори	Сума квадратів	Ступені свободи	Середня сума квадратів	F-відношення	p-рівень
Константа	1,42	1	1,42	38,95	0,00
Тип	74,60	3	24,87	683,24	0,00
Час	6,80	2	3,40	93,40	0,00
Глибина	0,49	1	0,49	13,47	0,00
Тип*Час	1,09	6	0,18	5,01	0,00
Тип*Глибина	8,07	3	2,69	73,87	0,00
Час*Глибина	2,51	2	1,26	34,55	0,00
Тип*Час*Глибина	1,67	6	0,28	7,65	0,00
Помилка	12,88	354	0,04	—	—

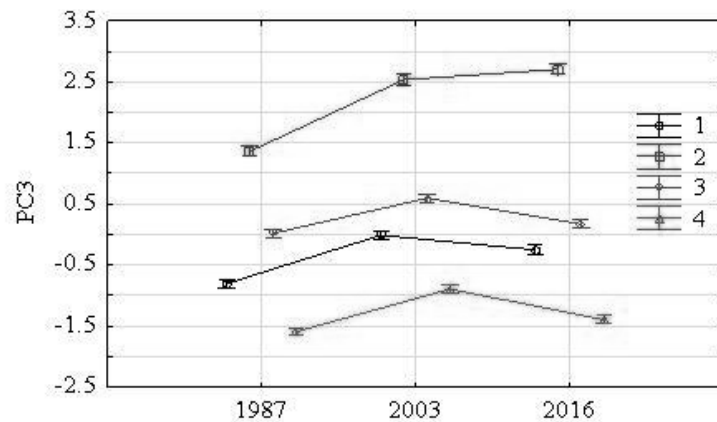


Рис. 3.6. Залежність головної компоненти 3 від типу технозему та часу

Варіант 2 характеризується більш високим вмістом іонів кальцію і більш низькими значеннями рН і концентрацій HCO_3^- . Протягом загального часу спостережень розподіл призначених показників має тенденцію до тих значень, які характерні для інших видів техногенних едафотопів переважно у верхньому шарі ґрунту. Спостерігається тенденція набутих характеристик, аналогічна іншим видам рекультивації, на відміну від процесів у більш глибоких шарах, де їхня динаміка сповільнюється у верхньому шарі профілі у варіанті 2. Однак визначені характеристики зберігають їх стабільність над часом.

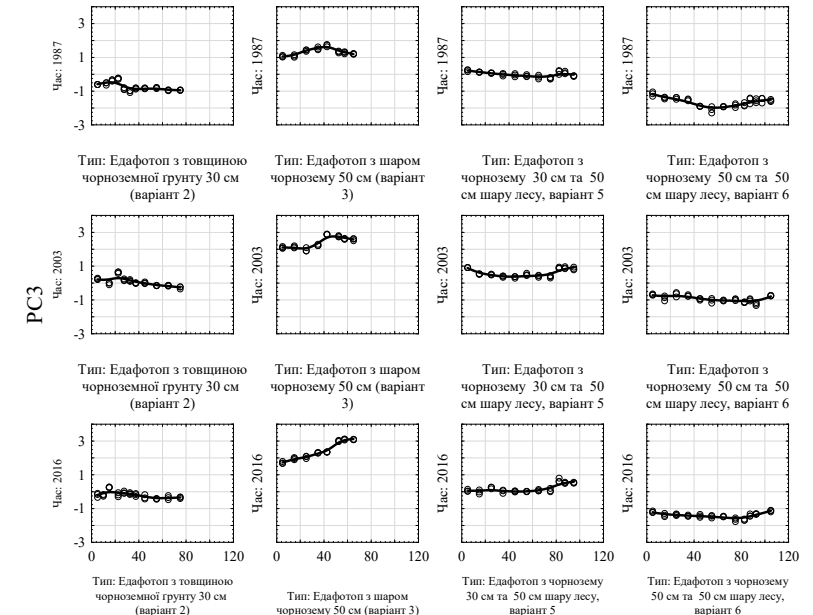


Рис. 3.7. Профільний розподіл значень головної компоненти 3 залежно від типу технозему в різні періоди дослідження

Встановлено, що параметри пошарових реакцій змінюються, а іонний склад водної витяжки вздовж меліорованих профілів різних моделей техногенного едафотопу поступово набуває стійко-рівноважного стану мінералізації як просторово, так і в часі. Ця тенденція відображає особливості зональних ґрунтів. Слід зазначити, що лужний бар'єр є основним фактором як зміни рН, так і поверхневого засолення рекультивованих земель. Відсутність захисного шару лесоподібних суглинків, наприклад, призводить до швидкого підкислення ґрунтового розчину за рахунок процесів хімічного вивітрювання гірничих порід у шарах, що контактують із шахтним відвалом.

3.2 Особливості водного режиму ґрунту і розвиток кореневої системи рослин залежно від способів рекультивації

Важливим фактором, що визначає умови життєдіяльності рослин на рекультивованих землях, є волога. Тому вивченню умов вологонасичення та динаміки її зміни на техногенних структурах приділяється велика увага. Істотне значення для стабілізації насипного ґрунту, безумовно, мають

кореневі системи рослин. Охоплюючи частки ґрунту, вони закріплюють їх, утримуючи від розмивання, розмокання, знижують її плинність. Цікаво було вивчити у зв'язку з цим реакцію різних польових культур на техногенних структурах.

Аналіз вологозабезпеченості було проведено на паровому полі окремо за кожний рік, без виведення середніх показників. Це пояснюється тим, що укладена зверху ґрунтова маса не підживлювалася ґрунтовими водами через відносно невелику потужність техногенного едафотопу – від 30 до 120 см – і залежала виключно від атмосферних опадів. Режим цих опадів кожен рік складався абсолютно по-різному. Тому навіть якщо б визначення вологості ґрунту щорічно припадало на однакові календарні дні, то усереднення цих даних не допомогло б встановити конкретних закономірностей або призвело б до неправильної інтерпретації отриманих експериментальних даних. Під час обліку вологості головним завданням було встановити динаміку зволоження за різними едафотопами і проникнення її через насипні шари ґрунту, лесоподібного суглинку і шахтної породи. Спостереження показали, що вологість верхніх шарів насипного ґрунту дуже динамічна. Ґрунт швидко насичується вологою за літніх опадів і майже настільки ж швидко втрачає її, ледве дощ припиняється і встановлюється тепла погода. Вивчення динаміки вологості насипного шару чорнозему дозволило встановити загальні закономірності в різних за зволоженням роках. Динаміка вологості насипного ґрунту залежно від структури едафотопу в посушливий рік наведена в таблиці 3.5.

В середньому за вегетаційний період за наявності прошарку лесоподібного ґрунту вміст води у верхньому 30-см шарі рекультивованих земель буває менше, ніж у тих випадках, коли родючий шар ґрунту (незалежно від товщини ґрунту) завдано безпосередньо на шахтну породу. При цьому, якщо середня вологість шару 0-30 см за вегетаційний період у варіанті з 30-сантиметровим родючим шаром насипного ґрунту на лесоподібному суглинку і без прошарку склала 20,1 і 21,0 % відповідно (різниця 0,9 %), то зі збільшенням товщини родючого шару ґрунту ця різниця послідовно збільшувалася. Так, вологість склала 21,6 % без прошарку та 19,8 % на лесоподібному суглинку, за товщини родючого шару ґрунту 50 см і 23,4 та 18,8 % за товщини 70 см. Відмінності відповідно склали 1,8 і 4,6 %. Ця закономірність стає ще більш помітною якщо зіставити вологість у верхньому 50-сантиметровому шарі. По даних відбору проб і в середньому за вегетаційний період вологість родючого шару ґрунту у варіантах без лесоподібного суглинку була набагато вища, ніж вологість його і підстильного лесоподібного суглинку (відповідно 22,0 % та 18,4 % у насипному родючому шарі ґрунту товщиною 50 см і 24,0 і 18,7 % у шарі 70 см). Така ж закономірність зберігається і для шару 0–70 см.

Таблиця 3.5
Динаміка вологості шару ґрунту залежно від структури едафотопу, (%)

Дати відбору проб	Потужність шару чорноземної маси, см					
	30		50		70	
	1	2	1	2	1	2
Шар ґрунту 0–30 см						
5.05	23,5	-	23,5	27,3	26,1	23,7
20.05	25,1	-	23,9	23,8	28,1	20,3
5.06	23,5	25,0	24,8	18,4	20,1	19,4
25.06	29,5	22,5	30,3	23,4	31,8	24,5
5.07	12,4	15,2	12,8	15,3	21,3	16,3
21.07	9,7	16,7	9,6	10,3	8,4	9,4
6.08	23,0	23,9	26,3	20,3	27,7	18,2
Середнє	21,0	20,1	21,6	19,8	23,4	18,8
Шар ґрунту 0–50 см						
5.05	-	-	24,0	27,0	26,8	23,2
20.05	-	-	24,8	24,0	27,1	20,3
5.06	-	-	24,0	18,7	20,3	19,6
25.06	-	-	31,1	22,7	34,2	24,6
5.07	-	-	14,3	15,6	21,7	16,0
21.07	-	-	10,1	13,2	10,3	9,4
6.08	-	-	25,6	20,7	27,6	17,6
Середнє	-	-	22,0	18,4	24,0	18,7
Шар ґрунту 0–70 см						
5.05	-	-	-	-	27,8	23,0
20.05	-	-	-	-	27,7	20,9
5.06	-	-	-	-	20,6	19,8
25.06	-	-	-	-	33,3	25,0
5.07	-	-	-	-	21,1	15,2
21.07	-	-	-	-	12,7	9,7
6.08	-	-	-	-	27,3	17,7
Середнє	-	-	-	-	24,4	18,8

Примітка: тут і далі 1 – без прошарку лесоподібного ґрунту; 2 – з прошарком лесоподібного ґрунту

В середньому вологість насипного родючого шару майже без прошарку і на лесоподібному суглинку склала 24,4 та 18,8 % відповідно. Ця закономірність спостерігалася як у вологому, так і в посушливих роках незалежно від фактичної кількості опадів, що випали, і розподілу їх у часі.

Таким чином, встановлено відносний вологознижувальний вплив екрану лесоподібного суглинку на розташований вище родючий шар ґрунту. Винятки з цього правила були вкрай рідкісні, і якщо вони були, то стосувалися переважно тільки шару 0–30 см і у варіантах з такою ж товщиною родючого шару ґрунту. Усереднені значення змісту вологи в ґрунті по шарах і по датах відбору проб наведені в таблиці 3.6. Так, незважаючи на істотні відмінності між обома варіантами у вологості ґрунту по датах і по шарах, до останнього терміну (7 серпня) усереднена по всіх верствах ґрунту і датах вологість (по вертикалі і горизонтах) в обох випадках виявилася однаковою – 26,8 %.

Таблиця 3.6

Зміна вологості ґрунту (%) по шарах у насипній чорноземній масі потужністю 70 см (вологий рік)

Шари грунту, см	Дати відбору проб							
	27.06	18.07	7.08	середнє	27.06	18.07	7.08	середнє
	без лесового шару				на підстильному шарі лесу			
0-20	24,6	26,3	26,4	25,8	16,5	20,6	24,6	20,6
20-40	23,6	26,4	27,5	25,8	17,8	19,8	25,7	21,1
40-60	24,8	25,8	27,9	26,2	16,8	21,2	28,4	22,1
60-70	23,4	24,5	25,4	24,4	18,1	19,0	28,3	21,8
Середнє	24,1	25,8	26,8	25,6	17,3	20,2	26,8	21,4

Як показали наші дослідження, на рекультивованих землях немає явних руйнівних процесів унаслідок перенасичення вологою, неминучого за наявності водотриву, близько розташованого біля поверхні ґрунту. Це можливо тільки завдяки певній водопроникності шахтної породи, від чого талі й дощові води на поверхні породи не встигають накопичуватися в критично небезпечних обсягах. Помічено, що вода над шахтною породою застоюється тільки після весняного сніготанення або інтенсивних дощів, коли вона швидше просочується крізь насипну ґрунтову масу, ніж через шахтну породу. У таких випадках насичуються вологою як нижні шари ґрунту (чорнозему або лесоподібного суглинку), що контактують з породою, так і сама порода.

Таким чином, шахтна порода проникна для води. Вологість породи і ґрунту, відібраних з однакової глибини, найчастіше практично не відрізнялася, про це свідчать дані по середній вологості ґрунту, наведені в таблиці 3.7, хоча протягом теплої пори року зміна відсотка вологості субстратів відбувалося. Так, добре простежується, що навесні (11 квітня) і ще протягом місяця вологість верхнього шару шахтної породи була більшою порівняно з насипним родючим шаром ґрунту, відібраним із такої

ж глибини. Але надалі відмінності у вологості між родючим шаром ґрунту і шахтною породою по всіх верствах і датах визначення істотно згладилися. Щоби переконатися у справедливості такого висновку, досить зіставити усереднені за весь сезон дані по вологості шахтної породи і всіма наведеними варіантами дослідів.

Таблиця 3.7

Динаміка вологості (%) шарів шахтної породи і насипного ґрунту з лесоподібним суглинком і без нього (посушливий рік)

Дати відбору проб	Шахтна порода	Товщина насипного ґрунту			
		30 см		70 см	
		1	2	1	2
Шар 0–30 см					
11.04	33,0	24,8	26,0	25,8	26,4
11.05	33,5	26,1	28,0	27,9	21,8
11.06	19,3	24,1	25,1	24,7	24,7
11.07	23,4	16,9	21,5	22,8	20,0
11.08	19,7	18,3	22,4	21,0	21,4
11.09	24,7	32,1	29,6	31,6	26,7
Середнє	25,6	25,4	23,7	25,6	23,5
Шар 0–50 см					
11.04	32,1	–	–	25,1	25,9
11.05	30,1	–	–	29,1	21,9
11.06	19,3	–	–	23,9	25,0
11.07	22,3	–	–	24,7	20,7
11.08	19,7	–	–	22,8	22,6
11.09	24,1	–	–	31,0	25,3
Середнє	24,6	–	–	26,1	23,6
Шар 0–70 см					
11.04	29,9	–	–	24,4	25,3
11.05	29,2	–	–	29,0	22,7
11.06	19,7	–	–	24,7	23,8
11.07	21,2	–	–	25,1	20,4
11.08	20,5	–	–	23,9	24,3
11.09	24,1	–	–	31,3	24,5
Середнє	24,1	–	–	26,4	23,5

Не виявляється істотних відмінностей і при оцінці вологості «стикувальних» шарів шахтної породи і насипних родючих шарів ґрунту, а також усіх серединних шарів у тому і в іншому випадку (табл. 3.8).

Таблиця 3.8

Вміст води (%) у серединних і прилеглих шарах шахтної породи і насипного родючого шару ґрунту (у посушливий рік)

Глибина відбору зразка, см	Шахтна порода	Едафотоп із товщиною родючого шару ґрунту			
		30 см		70 см	
		1	2	1	2
20–30	26,4	24,4	24,0	25,8	24,0
30–50	23,1	21,9*	23,1	26,8	23,6
60–70	22,0	–	20,6	22,8	21,5
70–80	21,4	–	21,6	23,2*	21,8
70–90	20,8	–	–	21,3*	22,0
80–90	20,5	–	–	–	21,5
120–140	–	–	–	–	20,7*

* Вологість прилеглих шарів шахтної породи.

Як видно з наведених даних, середньосезонний вміст води як у шахтній породі, так і в насипному ґрунті послідовно знижувався від верхніх шарів до нижніх. Зокрема, в шахтній породі – з 26,4 до 20,5 %, у варіанті з шаром чорнозему (70 см) на лесі – з 24,0 до 20,7 %. При цьому чітко простежувалася тенденція, згідно з якою пошарова вологість ґрунту на лесі завжди поступалася аналогічного варіанту досвіду без лесоподібного суглинку.

Вологість шарів шахтної породи, що безпосередньо підпирають насипні шари ґрунту, практично не перевищувала показники вологості ґрунтових шарів, що контактують із шахтною породою. Всі показники вологості однакових шарів ґрунту відрізняються незначно. Отже, вода на поверхні шахтної породи не накопичується та не стоїть на поверхні тривалий термін, а проникає всередину породи, поступово зволожуючи її приблизно в такій же мірі, як і насипні шари ґрунтової маси.

Отже, отриманий експериментальний матеріал свідчить, що шахтна порода не є водотривом. В міру весняного сніготанення і під час наступних опадів вода повільно, але постійно просочується униз уздовж профілю шахтної породи. Не виключено також, що частково ця затримана вода підживлює накладені на шахтну породу шари ґрунту за системою капілярів (висхідний струм), якщо у спекотний літній час волога з усього тонкого насипного шару швидко випаровується.

Обидва ці фактори, просочування затриманої води вглиб шахтної породи та її висхідне капілярне підняття, можуть діяти як порізно, так і одночасно. У будь-якому випадку, вода поверх шахтної породи надовго не застоюється і в критичних обсягах не накопичується. Це оберігає крихкий насипний шар ґрунтів на рекультивованих землях від неминучого розмокання і швидкої деградації.

Дослідження впливу різних способів рекультивації земель, порушених гірничими виробками, на ріст і накопичення маси коренів

потребує додаткової уваги. Важливо встановити реакцію основних польових культур на різну структуру едафотопів, накопичення в них органічної речовини, що сприяє затриманню насипних шарів ґрунту.

Пошарові розкопки і відмивання коренів від ґрунту, проведені у двох варіантах рекультивованих земель після збирання врожаю, показали, що коріння пронизує всю товщу насипних родючих шарів ґрунту, проте маса сухої речовини коренів 4 культур була різною (табл. 3.9). Найбільшою вона була у люцерни. На 3-й рік життя маса її коренів варіантах без лесу склала 99,8–99,9 ц/га і не залежала від потужності насипного шару ґрунту.

Еспарцет за вказаним показником істотно поступався люцерні у варіантах без прошарку (65,0 та 78,3 ц/га коренів за товщі насипного родючого шару ґрунту відповідно 30 і 70 см), але помітно перевершував її за наявності пів метра лесоподібного суглинку (113,8 і 94,7 ц/га).

Таблиця 3.9

Суша маса (ц/га) коренів сільськогосподарських культур залежно від структури техногенних едафотопів

Культури	Товщина родючого шару ґрунту			
	30 см		70 см	
	без прошарку	з прошарком	без прошарку	з прошарком
Озима пшениця	39,5	34,3	37,3	41,3
Яровий ячмінь	23,2	16,1	23,3	15,5
Люцерна	99,9	94,2	99,8	88,6
Еспарцет	65,0	113,8	78,3	94,7

Зернові культури формували меншу масу коренів, що зумовлено їхніми біологічними особливостями. При цьому збільшення потужності насипного шару ґрунту з 30 до 70 см практично не сприяло збільшенню маси коренів озимої пшениці, ячменю та люцерни на ділянці без прошарку лесоподібного суглинку. Якщо між породою і чорноземною масою перебував захисний екран з карбонатного суглинку, то зростала маса коренів тільки в озимій пшениці, а в ячменю, люцерни та еспарцету знижувалася на 3,7–16,8 %. Слід зазначити, що формування потужної кореневої системи рослин на рекультивованих землях – це не лише гарантія отримання врожаю, а й природне збагачення техногенних ґрунтів органічною речовиною, більш ефективно окультурення субстратів, що складають рекультивовані землі. Якщо зазначені культури оцінювати саме під цим кутом зору, то, поза всякими сумнівами, перевагу слід віддавати багаторічним бобовим травам, що, як відомо, збагачують ґрунт азотом. Слід зазначити, що у варіантах, де родючий шар ґрунту підстилають лесоподібним суглинком, у порівнянні з варіантами без нього маса коренів збільшувалася тільки в еспарцету та озимій пшениці (за потужності

родючого шару ґрунту 70 см). У всіх інших випадках, включно з люцерною, цей показник, у супереч очікуванням, знижувався порівняно з варіантами без прошарку лесоподібного суглинку. Збільшення товщини насипного шару ґрунту не сприяло, за винятком озимої пшениці, підвищенню маси коренів у одиниці об'єму ґрунту у зв'язку зі збільшенням обсягу родючого ґрунту.

На наш погляд, важливо також охарактеризувати розподіл маси коренів за профілем техногенного едафотопу. Дані пошарових розкопок і відмивання коренів від ґрунту дозволили розрахувати масу сухої речовини коренів у шарі 0-30 см на 1 га. Встановлено, що найбільша частка (65,8–99,4 %) всієї маси коренів у досліджуваних культур зосереджувалася у верхньому 30-см шарі ґрунту. Решта коренів розташована нижче і в шахтній породі. Причому у варіантах без лесу і за товщині чорноземної маси 30 см коренів було більше, ніж за наявності лесоподібного суглинку і товщині ґрунту 70 см (таблиця 3.10).

Таблиця 3.10

Вплив потужності насипного шару чорноземної маси на масу сухої речовини коренів (ц/га) зернових культур і багаторічних бобових трав у шарі 0–30 см

Культури	Товщина родючого шару, ґрунт			
	30 см		70 см	
	ц/га	% від усієї маси	ц/га	% від усієї маси
Без прошарку із суглинку				
Озима пшениця	36,0	91,1	29,9	80,1
Ярий ячмінь	20,4	87,8	17,5	75,2
Люцерна	99,1	99,3	68,4	68,5
Еспарцет	64,6	99,4	65,6	83,8
З прошарком із суглинку				
Озима пшениця	26,0	75,7	31,9	77,3
Ярий ячмінь	13,0	81,1	10,2	65,8
Люцерна	79,3	84,2	64,5	72,8
Еспарцет	93,0	81,7	72,3	76,3

У люцерни та еспарцету цей показник перевищив 99 % від загальної маси. Це означає, що багаторічні бобові трави здатні краще, ніж злакові культури, створювати на рекультивованих землях щільні дернові покриття, робити ґрунт більш структурним і захищати його від дефляції і водної ерозії. Це є позитивним фактором, особливо для початкового етапу біологічної рекультивації земель, коли структура їх порушена переміщенням і вони ще не склалися як цілісний біоєдафотоп.

Звичайно, позитивну роль в «окультуренні» орного шару виконують і злакові культури (пшениця і ячмінь), але утворюваний ними дерен менш готується, оскільки розкладається після збирання врожаю і щороку створюється заново, тоді як коріння бобових міцні і добре «утримують» навколишній ґрунт протягом кількох років поспіль, причому з кожним роком все надійніше. За потужності насипного чорноземного шару 30 см на підкладці з прошарку лесоподібного суглинку абсолютна маса сухої речовини коренів у шарі 0–40 см істотно зменшувалася у всіх культур, крім еспарцету (але у відносному вираженні вона зменшилася і в нього – з 99,4 до 81,7 %), склавши в загальному 75,7–84,2 % порівняно з 87,8–99,4 % у варіантах без прошарку лесоподібного суглинку. Найбільше зниження маси коренів у 30-см шарі відбулося у варіантах з потужністю чорноземного шару 70 см, причому цілком незалежно від екранувального покриття лесоподібного суглинку. Винятком при підстилання чорнозему прошарком лесоподібного суглинку була тільки пшениця, у якій відносна кількість коренів дещо збільшилася – з 75,7 % при потужності чорноземного шару 30 см до 77,3 % при потужності 70 см. За вирощування на шарі чорнозему товщиною 70 см відносна маса коренів багаторічних бобових трав у орному шарі знизилася приблизно до рівня цього показника у зернових злаків, але за абсолютною масою коренів бобові як і раніше мали перевагу – у 30-см шарі їх містилося у 2,5–7 разів більше.

Зменшення маси коренів у всій ґрунтовій товщі зі збільшенням її об'єму відбулося саме за рахунок шару 0–30 см. Звертає на себе увагу щільне освоєння корінням верхнього 10-см шару ґрунту у всіх варіантах. На частку цього шару припадало від 50,9 до 63,5 % всієї маси коренів. З глибиною маса коренів, як і відносний їх вміст, знижувалася. У варіанті з найменш потужним шаром чорноземної маси – 30 см без лесової підкладки в шарі 10–30 см містилося 31,6 % коренів. За потужності 70 см без лесоподібного суглинку – 15,8 %, за потужності 30 см на лесі – 17,6%, за потужності 70 см на лесі – 13,7 %. Якщо не брати до уваги варіант із шаром ґрунту 30 см без лесоподібного суглинку, то у всіх інших випадках проміжні шари вище шару, що безпосередньо контактує з шахтною породою (30–60 см при товщині чорноземної маси 70 см без лесу, 30–70 см за товщини чорноземної маси 30 см на лесі і 70–110 см за товщини 70 см на лесі), містили приблизно однакову кількість коренів – 10,3–11,3 % від усієї їхньої маси. Це свідчить про те, що коріння в середній частині насипних шарів чорнозему та лесу розподілялося більш рівномірно. У прилеглому до шахтної породи шарі ґрунту маса коренів трохи зростала (хоча і не завжди), склавши 3–5,6 %. У верхню зону шахтної породи за наявності прошарку лесоподібного суглинку коріння проникли слабо і тим слабше, ніж більш потужний шар чорнозему був насипаний поверх екрану (3,8 % маси коренів за товщини чорноземного шару 30 см і 2,4 % за товщини 70 см).

У варіантах без прошарку лесоподібного суглинку, де загальний об'єм ґрунту був порівняно невеликим і коріння не мали достатнього життєвого простору, вони проникали у верхню зону шахтної породи в набагато більшій кількості (у шарі шахтної породи 0–10 см їх було 12,2 % в шарі чорнозему 30 см і 11,6 % в шарі 70 см). Тут чіткіше спрацьовував так званий «ефект вегетаційної посудини», коли коріння в обмеженому просторі густо розгалужується і скупчується біля дна посудин, утворюючи щось схоже на повсть. У нашому випадку такий ефект теж виявився, але він був виражений меншою мірою, тому що тут (на відміну від замкнутого простору вегетаційних судин) корені мали можливість необмеженого розповсюдження і поширювалися в горизонтальній площині над породою. По вертикалі ж униз вони проникали неглибоко і лише в тій мірі, в якій вони долали опір твердих прошарків шахтної породи, знаходячи між ними міжфазний простір. Лімітоване поширення коренів углиб шахтної породи обумовлене токсичністю останньої для живих рослинних організмів.

З точки зору забезпечення життєдіяльності рослин навіть деяке проникнення коренів у шахтні породи слід оцінити позитивно. Хоча у вугільній породі практично немає доступних рослинам поживних речовин, вологи там міститься досить багато, що є достатнім резервом постачання води для рослин. А це важливо за умов обмеженого обсягу субстрату, тим більше, що ця волога прикрита ґрунтом і не піддається швидкому фізичному випаровуванню. Така волога, можливо, навіть повніше й ефективніше використовується рослинами через повсть коренів над і в шахтній породі, ніж волога тонкого шару насипної ґрунту, який у весняно-літній період часто пересихає наскрізь.

Таким чином, під час посіву сільськогосподарських культур у насипному ґрунті й у верхньому шарі шахтної породи формується досить потужна коренева система, яка сприяє не тільки закріпленню родючих насипних верхніх шарів, а й гарному росту і розвитку рослин. Найбільшу кореневу масу формують еспарцет та люцерна.

3.3. Ріст і формування продуктивності сільськогосподарських культур залежно від способів рекультивації земель і добрив

Найбільш повно можна оцінити ефективність способів рекультивації шляхом створення різної потужності насипних едафотопів за впливом на сільськогосподарські культури. Тому вивченню росту, розвитку і врожайності основних польових культур приділено велику увагу. Дослідження проводили на удобреному і неудобреному фонах за прийнятим у зоні технології обробітку.

3.3.1. Продуктивність сортів озимої пшениці по різних попередниках

Отримані дані за біометричними показниками озимої пшениці Безоста І та Одеська напівкарликова, що наведені в таблицях 3.11 та 3.12, свідчать, що структури техногенних едафотопів і добрива роблять мають великий вплив на зростання, розвиток і продуктивність рослин.

Таблиця 3.11

Біометричні показники озимої пшениці сорту Безоста І

Варіанти		Висота рослин, см	Кущистість		Довжина колоса, см	Маса 1000 зерен, г
Шар грунту, см	добрива		загальна	продуктивна		
Без прошарку лесоподібних суглинків						
30	0	62,3	2,5	2,4	5,7	31,5
	NPK	66,9	3,4	2,6	5,9	32,6
50	0	80,4	2,9	2,6	6,2	35,4
	NPK	82,8	3,4	2,9	6,4	37,2
70	0	82,2	2,9	2,8	6,3	36,9
	NPK	88,1	3,8	3,0	6,9	37,8
На підстильному шарі лесоподібного суглинку						
30	0	89,6	3,5	3,0	6,9	37,4
	NPK	94,0	3,9	3,2	7,4	38,5
50	0	93,1	3,7	3,2	7,3	38,2
	NPK	95,5	4,8	4,0	7,7	38,9
70	0	96,1	4,6	4,0	7,5	39,3
	NPK	104,5	5,3	4,5	7,9	39,8

Таблиця 3.12

Біометричні показники озимої пшениці сорту Одеська напівкарликова

Варіанти		Висота рослин, см	Кущистість		Довжина колоса, см	Маса 1000 зерен, г
Шар ґрунту, см	добрива		загальна	продуктивна		
Без прошарку лесоподібного суглинку						
30	0	48,4	3,5	2,8	4,7	27,3
	NPK	52,7	3,7	3,1	5,0	27,8
50	0	54,9	3,7	3,4	5,5	32,4
	NPK	55,7	4,0	3,4	5,7	33,6
70	0	56,9	3,9	3,5	5,8	33,5
	NPK	58,8	4,0	3,5	6,0	33,9
На підстильному шарі лесоподібного суглинку						
30	0	62,0	4,2	3,6	6,0	34,6
	NPK	62,9	5,9	4,7	6,3	35,3
50	0	63,7	4,9	4,8	6,5	35,8
	NPK	65,4	5,8	5,7	6,7	36,6
70	0	67,3	6,1	5,5	7,0	37,1
	NPK	69,2	7,5	6,7	7,4	37,4

Це, безумовно, є наслідком відмінності в родючості і потужності насипних шарів лесоподібного суглинку і ґрунту. При збільшенні товщини насипного чорноземного шару і внесення добрив висота рослин сорту Одеська напівкарликова зросла з 48,4 до 69,2 см від найменш забезпеченого елементами живлення варіанту (шар чорноземної маси 30 см без прошарку лесоподібного суглинку і без внесення добрив) до найбільш забезпеченого (шар чорноземної маси 70 см на прошарку лесоподібного суглинку з внесенням добрив). У середньорослого сорту Безоста І висота рослин збільшувалася на 42,2 см (з 62,3 до 104,5 см) або більш ніж на 67 %. Довжина колоса на найбільш бідному техногенному едафотопі в Одеської напівкарликової склала 4,7 см, а у Безостої І – 5,7 см. З підвищенням родючості та потужності чорнозему вона збільшилася відповідно до 7,4 і 6,9 см.

Кожного року досліджень достовірно зростала також куцистість рослин, маса 1000 зерен, що, безумовно, позитивно позначалося на врожайності. Важливо відзначити також значний позитивний вплив добрив на основні елементи продуктивності. Причому вони були вище на 8-11% у варіантах, де насипний шар чорнозему становив 30 см, тобто з меншими загальними запасами поживних речовин, ніж при товщині шару 50-70 см.

Безумовно, найбільш повно можна оцінити повноцінність і родючість різних техногенних едафотопів за врожайності вирощуваних на них культур. Тому для більш повної оцінки ми враховували врожайність озимої пшениці, кукурудзи, ячменю, люцерни та еспарцету. Дані збору біомаси соломи озимої пшениці Безоста І по роках наведені в таблиці 3.13.

Таблиця 3.13

Вплив способів рекультиваци земель на збір соломи озимої пшениці Безоста І, ц/га

Варіанти		Роки			середнє	Збільшення, %
Шар ґрунту, см	добрива	1-й рік	2-й рік	3-й рік		
Без прошарку лесоподібного суглинку						
30	0	17,55	29,6	4,8	17,3	–
	NPK	19,2	32,8	7,7	19,9	15,0
50	0	24,8	32,9	21,2	26,3	51,9
	NPK	27,0	38,5	23,7	29,8	72,2
70	0	31,6	35,1	25,5	30,7	77,4
	NPK	33,4	42,1	29,8	35,1	103,0
На підстильному шарі лесоподібного суглинку						
30	0	34,3	37,8	35,1	35,8	–
	NPK	35,2	48,8	38,1	40,7	13,8
50	0	40,3	41,7	51,4	40,0	12,0
	NPK	43,0	53,2	41,0	45,8	28,0
70	0	41,0	45,1	42,4	42,8	19,6
	NPK	46,5	55,5	45,2	49,1	37,4

Якщо згрупувати усереднені дані таким чином, щоб зіставити й оцінити спільну дію на формування біомаси соломи на прошарку з лесоподібного суглинку та внесених добрив (прошарок + добрива), то наочно видно (табл. 3.14), що відносний ефект від дії цих чинників зменшується по мірі збільшення потужності шару чорноземної маси – додаток врожаю зменшувався від 135,3 %, у варіанті з насипним шаром чорноземної маси 30 см до 60,1 % – з шаром 70 см.

Таблиця 3.14

Зміна врожайності соломи озимої пшениці Безоста І під впливом прошарку лесоподібного суглинку і добрив (середнє за 3 роки)

Шар ґрунту, см	Без прошарку лесоподібного суглинку і без NPK	З прошарком лесоподібного суглинку + NPK	Збільшення врожаю	
			ц/га	%
30	17,3	40,7	23,4	135,3
50	26,3	45,8	19,5	74,2
70	30,7	49,1	18,4	60,1

Однак абсолютна величина біомаси соломи у варіанті з товщиною шару чорноземної маси 70 см, прошарку лесоподібного суглинку і добрив отримана найвища – 49,1 ц/га.

Перегрупування даних дозволило відокремити ефективність одних добрив і прошарку з лесоподібного суглинку (табл. 3.15). Як видно, наявність екрану з лесоподібного суглинку сама собою обумовлювала в середньому таке ж відносне підвищення біомаси соломи пшениці (60,0 %), як і при внесенні добрив (60,4 %). Характерно, що за однаковими шарами чорноземної маси як на удобреному, так і неудобреному фонах отримані також практично однакові відносні приростки біомаси соломи.

Таблиця 3.15

Величина біомаси соломи озимої пшениці Безоста І залежно від товщини чорноземної маси і наявності прошарку лесоподібного суглинку (середнє за 3 роки), ц/га

Шар ґрунту, см	Без прошарку лесоподібних суглинків	З прошарком лесоподібних суглинків	Збільшення біомаси	
			ц/га	%
Без внесення добрив				
30	17,3	35,8	18,5	106,8
50	26,3	40,0	13,7	52,4
70	30,7	42,8	12,0	39,4
На фоні внесення добрив				
30	19,9	31,3	11,4	104,6
50	29,8	35,2	5,4	53,7
70	27,0	35,1	8,1	40,0

Абсолютні надбавки ж були більші за удобрення пшениці. Зіставлення абсолютних і відносних збільшень врожаю, отриманих від дії мінеральних добрив у чистому вигляді, дозволяє констатувати (табл. 3.16), що їхня ефективність значною мірою залежала від наявності екрану лесоподібного суглинку і товщини шару чорноземної маси. Так, без екрану прибавки біомаси соломи збільшувалися з підвищенням шару чорнозему від 2,6 до 4,4 ц/га, а з ним – від 20,8 до 22,1 ц/га. Це свідчить про те, що на рекультивованих методом землевання техноземах дуже важливо між шаром чорноземної маси і породи укласти шар лесоподібного суглинку, а потужність чорноземної маси доводити до 70 см, оскільки з її збільшенням зростають і абсолютні показники врожайності. Оцінку продуктивності створених техногенних едафотопів ми провели, також використовуючи інтенсивний сорт озимої пшениці Одеська напівкарликова, що відрізняється від Безоста І за морфологічними і біологічними особливостями, зокрема, висотою рослин, кущистістю і реакцією на родючість едафотопів.

Таблиця 3.16

Врожайність біомаси соломи озимої пшениці Безоста І залежно від добрив на різних структурах едафотопів (середнє за 3 роки), ц/га

Шар ґрунту, см	Без добрив	NPK	Збільшення кількості біомаси	
			ц/га	%
			Без екрану лесоподібних суглинків	
30	17,3	19,9	2,6	15,0
50	26,3	29,8	3,5	13,4
70	30,7	35,1	4,4	14,4
З екраном лесоподібних суглинків				
30	19,9	40,7	20,8	13,8
50	29,8	45,8	16,0	14,3
70	27,0	49,1	22,1	14,9

Загальний характер змін в урожаї зерна цього сорту за варіантами дослідів подано в таблиці 3.17. Посилення потужності насипного шару за рахунок екрану лесоподібного суглинку і застосування добрив суттєво послаблює негативний вплив на посіви несприятливих умов посухи. Збільшення товщини шару чорноземного та внесення добрив помітно згладжували дію посухи також за відсутності екрану лесоподібного суглинку, але за її наявності таке пом'якшення відбувалося за більш високого абсолютного рівня біомаси соломи пшениці.

Таблиця 3.17

Урожай зерна озимої пшениці сорту Одеська напівкарликова на рекультивованих землях, ц/га

Варіанти		Роки		Збільшення, %
Шар ґрунту, см	добрива	1-й рік	2-й рік	
Без прошарку лесоподібного суглинку				
30	0	4,8	36,8	–
	NPK	6,4	44,6	22,5
50	0	16,4	49,1	57,5
	NPK	27,4	60,5	96,2
70	0	21,6	74,8	90,0
	NPK	23,0	72,7	130,0
На підстильному шарі лесоподібного суглинку				
30	0	25,35	56,7	–
	NPK	27,8	76,4	26,9
50	0	29,0	60,3	8,9
	NPK	32,9	77,5	25,9
70	0	36,5	64,4	22,8
	NPK	39,1	81,9	47,5

З узагальнених даних таблиці 3.18 виходить, що за своєю ефективністю підстилення чорноземних шарів 0,5 м лесоподібного суглинку виявилось практично рівноцінним внесенню мінеральних добрив на рекультивованих землях без прошарку лесоподібного суглинку. Якщо оцінювати за абсолютними прибавками врожаю, то наявність прошарку лесоподібного суглинку зумовила підвищення біомаси соломи озимої пшениці Одеська напівкарликова в середньому на 10,1–11,1 ц/га, тоді як за його відсутності, але внесення добрив кількість біомаси зросла лише на 4,7–8,3 ц/га. Внесення добрив на рекультивованих землях із прошарком лесоподібних суглинків дозволило збільшити середнє відносне збільшення біомаси на 55,4 % порівняно з 37,8 % у варіантах з екраном з лесоподібного суглинку без внесення добрив. Однак різниця в абсолютних значеннях врожайності була невеликою. Водночас відносна ефективність внесення добрив на техногенних едафотобах з лесоподібних суглинків помітно знижувалася (приріст урожаю 23,4 %) порівняно з їх внесенням на двоярусних рекультивованих землях (35,6 %). Але за абсолютними надбавками результати були протилежними.

Таким чином, як по озимій пшениці Одеська напівкарликова, так і по Безостій І отримані аналогічні закономірності, на підставі яких можна зробити наступний висновок.

Таблиця 3.18

Абсолютні і відносні прибавки біомаси соломи озимої пшениці сорту Одеська напівкарликова при різних варіантах рекультивації земель (у середньому за 2 роки)

Шар ґрунту, см	При наявності прошарку лесоподібного суглинку		При внесенні добрив	
	ц/га	%	ц/га	%
	Без добрив		Без прошарку лесоподібного суглинку	
30	20,3	49,4	4,7	18,4
50	12,0	36,5	8,1	67,4
70	10,9	27,6	8,3	21,1
	На тлі добрив		На шарі лесоподібного суглинку	
30	26,6	104,6	11,1	26,9
50	14,3	35,0	10,4	23,2
70	12,7	26,6	10,1	20,1

Важливим фактором, що визначає істотний успіх рекультивації земель методом землювання, є створення екрану з лесоподібного суглинку між шахтною породою і чорноземною масою. Другим важливим чинником є товщина насипної маси чорноземного ґрунту. Найбільший врожай зерна озимої пшениці можна отримати при структурі едафотопу, що включає шар лесоподібного суглинку над шахтною породою, потім шар чорноземної ґрунту 70 см та внесення мінеральних добрив.

3.3.2. Збір соломи ярого ячменю

У досліді з ярим ячменем посіви цієї культури на рекультивованих землях за рівнем урожайності поступалися даним озимої пшениці приблизно у 2 рази (табл. 3.19). Дія добрив проявлялися сильніше у вологий і слабше в посушливий рік. Ефект зменшувався зі збільшенням потужності насипного шару, де поживних речовин більше. Аналогічні результати отримані й за варіантами з потужністю насипного чорноземного шару 30 і 50 см. Все це свідчить про те, що внесення мінеральних добрив на рекультивованих землях є важливим фактором підвищення збору біомаси соломи ячменю. Особливо вище їхня ефективність у вологі роки.

Важливо з'ясувати ефективність добрив також залежно від факторів рекультивації. У середньому за 3 роки проведення досліджень на низькому загальному агрофоні, тобто при накладенні шарів чорноземної маси безпосередньо на шахтну породу, внесення добрив забезпечувало більш високі і зростальні прирости збору соломи (33,3, 205 і 273,3 % відповідно до шарів чорнозему 30, 50 і 70 см), ніж за наявності прошарку лесоподібного суглинку, де прирости склали лише 10,7, 24,9 і 38,7 %.

Таблиця 3.19

Збір біомаси соломи ярого ячменю Донецький 8 на різних варіантах рекультивованих земель, ц/га

Варіанти		Роки			
Шар ґрунту, см	добрива	1-й рік	2-й рік	3-й рік	%
Без прошарку лесоподібного суглинку					
30	0	1,98	9,7	4,4	—
	NPK	2,25	13,3	6,2	33,3
50	0	9,3	12,3	17,1	138,3
	NPK	14,1	17,6	17,55	205,0
70	0	21,15	13,5	17,7	223,3
	NPK	21,9	19,6	19,0	273,3
З прошарком лесоподібного суглинку					
30	0	23,7	13,0	24,2	—
	NPK	26,8	20,2	25,6	19,6
50	0	25,9	15,3	26,2	10,7
	NPK	27,0	20,9	25,4	24,9
70	0	30,4	16,3	26,6	25,8
	NPK	30,6	23,0	30,7	38,7

Водночас на обох аналізованих фонах відносні прирости біомаси соломи ячменю від внесення добрив були істотно вищі, ніж від послідовного (з 30 до 70см) нарощування потужності шару чорноземної маси (табл. 3.20). Отримані дані дозволяють зробити висновок, що найбільш потужним фактором, який забезпечує стабілізацію збору соломи ячменю на рекультивованих землях, є створення чорнозему з прошарком лесоподібного суглинку між шахтною породою і насипними шарами.

На фоні без добрив наявність прошарку лесоподібного суглинку під шарами чорноземної маси товщиною 30, 50 і 70 см сприяло підвищенню збору соломи ячменю порівняно з варіантами без екрану лесоподібного суглинку на 275, 74,1 та 45,9 %; на фоні внесення добрив – 236,2, 53,6 і 39,3 % відповідно. Це свідчить про те, що в міру збільшення потужності шару чорноземної маси значення прошарку лесоподібного суглинку для формування збору біомаси соломи ячменю послідовно зменшувалося, причому з відносно більшою мірою на фоні внесення добрив. Це підтверджує і висновок, зроблений в аналогічному варіанті по озимій пшениці. Однак якщо для озимої пшениці відсутність екрануючого шару лесоподібного суглинку на рекультивованих землях може частково компенсуватися внесенням мінеральних добрив, то по ярому ячменю для такого висновку дані менш переконливі.

Таблиця 3.20

**Абсолютні і відносні прирости біомаси соломи ярого ячменю сорту
Донецький 8 в різних варіантах рекультивації земель
(середнє за 3 роки)**

Шар грунту, см	При наявності екрану лесоподібного суглинку		При внесенні добрив	
	ц/га	%	ц/га	%
	Без добрив		Без прошарку лесоподібного суглинку	
30	14,9	275,0	1,8	33,3
50	9,5	74,1	3,6	28,0
70	8,0	45,9	2,7	15,5
	На удобреному фоні		З екраном лесоподібного суглинку	
30	15,3	236,2	4,0	19,6
50	8,8	53,6	2,9	12,8
70	7,9	39,3	2,6	10,2

Оцінка ефективності внесення добрив на рекультивованих землях з різною потужністю шару чорноземної маси показала, що при наявності екрану лесоподібного суглинку абсолютні прирости збору соломи зі збільшенням товщини шару чорноземної маси з 30 до 70 см послідовно і досить помітно зменшувалися незалежно від того, внесені добрива чи ні. За тим самим варіантом із шарами чорнозему прирости врожаю від внесення добрив зменшувалися незалежно від наявності шару лесоподібного суглинку. В середньому ж із усіх варіантів з товщиною чорноземної маси абсолютні надбавки теж виявилися приблизно одного порядку. При цьому тільки з відносної оцінки можна зробити висновок, що усереднена ефективність внесення добрив на рекультивованих землях без прошарку лесоподібного суглинку була набагато вище (приріст збору соломи 25,6 %), ніж за наявності шару лесоподібного суглинку (14,2 %).

Отже, кожен з досліджуваних факторів – товщина шару чорноземної маси, внесення мінеральних добрив і створення екрану лесоподібного суглинку – бере участь у формуванні надземної вегетативної біомаси сільськогосподарських культур на рекультивованих землях. Позитивний ефект від рекультивації порушених земель сягає максимуму, якщо у варіантах із шаром лесоподібного суглинку повністю реалізуються інші два чинники, тобто збільшується потужність чорноземної маси до 70 см і вноситься повне мінеральне добриво. Ці вимоги повинні бути закладені і в техніко-економічне обґрунтування самих проєктів з рекультивації земель.

3.3.3. Збір кукурудзяної соломи за різних попередників

З метою вивчення потенційної продуктивності створених техногенних едафотопів і можливостей обробітку кукурудзи на рекультивованих землях її розмістили по трьох попередниках – чорному пару, озимій пшениці й кукурудзі на зерно.

Такі самі непарові попередники використовуються широко і в сільськогосподарському виробництві у степовій зоні України. Чорний пар, на нашу думку, дає можливість показати потенційну продуктивність кукурудзи на створених едафотопах, але у виробництві кукурудзу по чорному пару не висівають. Результати обліку врожаю представлені в таблицях 3.21, 3.22 та 3.23.

Результати дослідів свідчать, що по всіх попередниках продуктивність посівів кукурудзи за кількістю соломи збільшувалася від варіанту з шаром чорноземної маси 30 см без екрану лесоподібного суглинку і без добрива до варіанту з родючим шаром ґрунту 70 см, укладеному на лесоподібний суглинок із внесенням повного мінерального добрива. Так, у середньому за роки досліджень по пару кількість соломи кукурудзи зросла з 29,5 до 66 ц/га, по озимій пшениці – з 17,9 до 56,5 і по кукурудзі на зерно – з 22,5 до 48,1 ц/га. Середнє зростання врожайності цієї культури за рахунок сумарної дії досліджуваних чинників рекультивації склав 225,8, 315,6 та 213,8 % у порядку названих попередників.

Таблиця 3.21

**Вплив землювання і добрив при рекультивації земель на збір
соломи кукурудзи по чорному пару**

Варіанти		Урожайність за роками, ц/га			Збільше ння, %
Шар ґрунту маси, см	добрива	1-й рік	2-й рік	3-й рік	
Без прошарку лесоподібного суглинку					
30	0	31,4	55,4	54,9	–
	NPK	44,6	60,5	60,2	16,6
50	0	54,9	61,8	62,9	26,8
	NPK	90,4	71,5	101,4	59,0
70	0	64,6	75,4	73,9	51,2
	NPK	85,3	78,7	79,8	72,2
З екраном лесоподібного суглинку					
30	0	68,2	81,4	74,4	–
	NPK	96,0	85,6	75,5	14,8
50	0	74,6	85,4	81,3	7,7
	NPK	96,2	93,0	84,6	22,1
70	0	82,1	94,9	91,5	19,7
	NPK	108,3	110,2	101,3	42,6

Таблиця 3.22

Збір соломи кукурудзи, вирощуваної на рекультивованих землях по озимій пшениці

Варіанти		Збір соломи за роками, ц/га				Збільшен ня біомаси, %
Шар ґрунту, см	добрива	1-й рік	2-й рік	3-й рік	4-й рік	
Без прошарку лесоподібного суглинку						
30	0	16,8	38,2	37,4	21,9	–
	NPK	17,4	42,7	42,7	22,1	8,9
50	0	39,5	39,4	41,4	59,4	57,0
	NPK	45,0	46,2	49,1	73,6	86,6
70	0	54,6	45,9	51,7	68,6	92,7
	NPK	61,0	59,0	59,5	81,0	127,4
З екраном лесоподібного суглинку						
30	0	82,2	48,3	56,3	84,3	–
	NPK	82,4	66,2	60,2	92,0	10,8
50	0	86,9	56,3	60,2	94,4	9,7
	NPK	90,6	69,0	69,1	99,4	20,8
70	0	92,5	59,4	72,0	101,9	20,0
	NPK	97,4	72,3	82,1	109,8	33,2

Таблиця 3.23

Урожайність біомаси соломи кукурудзи на рекультивованих землях по кукурудзі на зерно

Варіанти		Збір соломи за роками, ц/га			Збільшення біомаси, %
Шар ґрунту, см	добрива	1-й рік	2-й рік	3-й рік	
Без прошарку лесоподібного суглинку					
30	0	33,0	31,5	43,7	—
	NPK	39,5	35,5	51,4	16,9
50	0	36,5	38,2	57,1	22,2
	NPK	44,0	42,6	74,9	49,3
70	0	38,6	41,9	83,0	51,6
	NPK	49,0	47,5	90,2	72,9
З екраном лесоподібного суглинку					
30	0	45,6	45,8	90,6	—
	NPK	51,2	48,3	98,2	8,7
50	0	48,2	50,6	94,2	6,1
	NPK	58,2	51,8	103,5	17,4
70	0	52,2	54,7	100,0	13,7
	NPK	62,7	59,4	108,6	26,9

Слід звернути увагу на те, що загальний діапазон варіювання урожайності соломи кукурудзи за озимої пшениці виявився набагато ширшим, ніж по чорному пару і по зерновій кукурудзі. Зіставити врожайність соломи кукурудзи за різних попередників можна у перший і другий роки. У ці роки її висівали по них одночасно.

Перший рік був сприятливим для росту та формування біомаси соломи кукурудзи. Саме в цьому році по чорному пару і був досягнутий найвищий у нашому досліді абсолютний збір соломи – 110,2 ц/га (табл. 3.23). На чорноземах у зоні Степу України з парових попередників розміщують зазвичай озиму пшеницю.

Оскільки кукурудза за кількістю біомаси соломи на рекультивованих землях перевершує всі інші культури незалежно від попередників, то цілком виправдано розміщення її по пару, як і озимої пшениці.

З даних таблиць 3.22 і 3.23 видно, що середні абсолютні та відносні прирости врожаю від нарощування потужності чорноземного шару, внесення мінеральних добрив і створення екрану лесоподібного суглинку по кукурудзі підтверджують тенденції та закономірності, встановлені по озимій пшениці та ярому ячменю.

Проте детальний аналіз розкрив ряд положень, які виявилися специфічними тільки для кукурудзи (табл. 3.24–3.26).

Таблиця 3.24

Вплив попередників на біомаси соломи кукурудзи в залежності від структури сфафотопів (середнє за 2 роки)

Варіанти		Попередники		
Шар ґрунту, см	добрива	чорний пар	озима пшениця	кукурудза на зерно
		Збір соломи, ц/га		
Без прошарку лесоподібного суглинку				
30	0	55,0	37,8	32,3
	NPK	60,3	42,7	37,4
50	0	62,2	40,3	37,4
	NPK	67,5	47,7	35,2
70	0	74,6	48,8	40,3
	NPK	79,4	59,4	48,3
З екраном лесоподібного суглинку				
30	0	77,9	52,3	45,8
	NPK	80,6	63,2	49,8
50	0	83,4	58,2	49,3
	NPK	88,8	69,1	55,0
70	0	93,1	65,8	53,4
	NPK	105,8	77,1	61,1

Таблиця 3.25

Абсолютні і відносні прирости соломи кукурудзи з різними попередниками на рекультивованих землях (середнє за 2 роки)

Шар ґрунту, см	По чорному пару		По озимій пшениці		По кукурудзі на зерно	
	ц/га	%	ц/га	%	ц/га	%
Без внесення добрив						
30	22,9	41,6	14,6	38,6	13,4	41,6
50	21,1	33,9	17,9	44,4	11,8	31,6
70	18,6	24,9	17,0	34,8	13,3	32,5
На фоні внесення добрив						
30	20,3	33,7	9,6	22,5	12,3	32,9
50	21,3	31,5	21,4	45,0	11,7	26,9
70	26,4	33,3	17,8	29,9	12,8	26,5

Таблиця 3.26

Вплив добрив на збільшення біомаси соломи кукурудзи при вирощуванні її за різними попередниками на рекультивованих землях (середнє за 2 роки)

Шар ґрунту, см	По чорному пару		По озимій пшениці		По кукурудзі на зерно	
	ц/га	%	ц/га	%	ц/га	%
Без прошарку лесоподібного суглинку						
30	5,3	9,6	5,0	13,3	5,1	15,8
50	5,3	8,5	7,4	18,2	5,9	15,8
70	4,8	6,4	10,6	21,6	8,0	19,8
На шарі лесоподібного суглинку						
30	2,7	3,5	10,9	20,7	4,0	8,7
50	5,4	6,5	10,9	18,7	5,8	11,7
70	12,6	13,6	11,4	17,3	7,7	14,4

Наприклад, те, що абсолютні прирости біомаси соломи кукурудзи за створення екрану лесоподібного суглинку були досить високими і вирівняними за варіантами з наростальною потужністю чорноземного шару в межах кожного з досліджуваних попередників.

При вирощуванні кукурудзи стабілізувальна роль екрану лесоподібного суглинку проявилася досить чітко. Однак на цьому тлі виявляється послідовне зниження надбавок біомаси соломи від чорного пару до озимої пшениці та зернової кукурудзи. Отже, ці дані переконливо свідчать про доцільність розміщення зернової кукурудзи по кращих попередниках з метою отримання максимальної віддачі від щорічно рекультивованих ділянок.

Вельми вирівняним у межах кожного попередника виявилось й збільшення біомаси соломи кукурудзи від внесення добрив. У цих

варіантах дослідів досить чітко позначалася тенденція до зниження збільшень врожаю від кращого попередника до гіршого з одного боку і до збільшення – у міру нарощування потужності шару чорноземної маси – з іншого.

При оцінці ефективності внесення мінеральних добрив під кукурудзу слід звернути увагу на те, що у переважній більшості випадків різниця у кількості соломи між варіантами, що обумовлюються внесенням добрив, виявилася достовірною. Відзначимо, що за інших культур в аналогічних умовах різниця найчастіше перебувала в межах помилки досвіду і зростала до рівня статистичної достовірності тільки при порівнянні між собою віддалених парних варіантів. Це свідчить, що кукурудза найбільшою мірою відгукувалася на зміну досліджуваних чинників, включно і з внесенням мінеральних добрив.

3.3.4. Зміна кількості соломи зернових культур під впливом родючості техногенних едафотопів і добрив

Важливе значення для прискорення окупності витрат на рекультивацію порушених земель набуває підбір найбільш продуктивних культур не тільки у видовому, але і сортовому розрізі. Як показали досліді, сорти озимої пшениці по-різному реагували на способи рекультивації, отже, виявилися нерівноцінними за кількістю утвореної біомаси соломи. Особливо чітко це проявилось у посушливий рік. У таких умовах найвищу кількість соломи забезпечив сорт Безоста І (табл. 3.27).

Таблиця 3.27

Біомаса соломи різних сортів озимої пшениці у посушливий рік

Варіанти		Безоста І	Істок	Одеська напівкарликова	Зміна врожаю (±) щодо сорту Безоста І	
Шар грунту, см	добрива				Одеська напівкарликова	Істок
Без прошарку лесоподібного суглинку						
30	0	4,8	7,8	4,8	0	+0,9
		7,7	9,2	6,4	-1,0	+1,2
50	0	27,6	25,4	16,4	-3,7	-1,3
		23,7	23,9	21,0	-2,0	+0,2
70	0	25,5	26,65	21,6	-3,0	+0,9
		29,8	21,7	23,0	-5,2	-1,6
На підстильному шарі лесоподібного суглинку						
30	0	35,0	38,9	25,4	-7,5	-4,0
		38,0	33,0	27,8	-7,9	-3,9
50	0	39,5	31,3	29,0	-8,1	-6,3
		40,95	33,9	32,9	-6,2	-5,4
70	0	42,4	39,8	36,5	-4,5	-2,0
		45,2	40,6	39,1	-4,7	-3,6

Таблиця 3.28

Вплив структури едафотопів і добрив на врожайність зернових культур, ц/га

Варіанти		Озима пшениця Безоста І по пару	Яровий ячмінь Донецький 8 по стерні	Кукурудза (гібрид Дніпровський 320)		
Шар ґрунту, см	добрива			по чорному пару	по озимій пшениці	по кукурудзі на зерно
Без прошарку лесоподібного суглинку						
30	0	17,3	5,4	47,2	27,7	36,0
	NPK	19,9	7,2	55,0	31,2	42,1
50	0	26,2	12,9	59,8	45,0	44,0
	NPK	29,8	16,5	75,0	53,4	53,8
70	0	30,7	17,5	71,4	55,2	54,6
	NPK	35,1	20,2	81,3	65,1	62,2
На підстильному шарі лесоподібного суглинку						
30	0	35,7	20,25	74,7	67,8	60,6
	NPK	40,7	24,2	69,7	75,2	65,9
50	0	40,0	22,4	65,4	74,4	64,3
	NPK	45,8	25,3	91,2	81,9	71,2
70	0	42,8	25,5	89,4	81,4	69,0
	NPK	49,1	28,1	106,6	90,4	77,0

На підставі вищевикладеного можна констатувати, що за нормування біопродуктивності зернових культур на рекультивованих землях найбільший позитивний вплив робить повне накладення всіх факторів рекультивації. Однак провідним із цих факторів є створення екрану лесоподібного суглинку, а найбільш продуктивною культурою – кукурудза на зерно по чорному пару.

У цілому ж розподіл культур за спаданням рівня кількості біомаси соломи виглядає так: на першому місці – кукурудза, розміщена по пару; другому – кукурудза по озимій пшениці; третьому – кукурудза по кукурудзі на зерно; четвертому – озима пшениця по пару; п'ятому – ярий ячмінь по стерні.

3.3.5. Продуктивність багаторічних бобових трав

Дані щодо врожаю сіна люцерни та еспарцету на техногенних едафотопих наведені у таблицях 3.29 та 3.30. Як видно з отриманих результатів, динаміка приросту врожаю зеленої маси цих бобових трав у міру нарощування кількості рекультиваційних факторів підпорядковувалася всім закономірностям, розглянутим вище для зернових культур. Навіть на найбільш несприятливих едафотопих посіви бобових багаторічників продукували хороший урожай.

У контролі, без прошарку лесоподібного суглинку, рівень біомаси соломи всіх сортів був гранично низьким (у межах 5,9–7,4 ц/га), але він послідовно зростав у міру поліпшення агрофону в кожному з досліджених блоків – без прошарку і на підстильному шарі лесоподібного суглинку. Однак у кожного сорту рівень біомаси соломи зростав неоднаковими темпами. У блоці варіантів без прошарку лесоподібного суглинку, тобто на більш бідному загальному агрофоні, зберігався приблизний паритет у зростанні врожайності між сортами Безоста І та Істок. Проте вже за наявності під шарами чорноземної маси прошарку з лесоподібного суглинку сорт Істок за кількістю біомаси соломи суттєво відставав від сорту Безоста І. При цьому у всіх варіантах, крім єдиного випадку (шар чорноземної маси 70 см без внесення добрив), це відставання набуло статистично достовірного характеру.

Найбільш значно знижувалася врожайність у сорту Одеська напівкарликова. Він не витримував конкуренції з сортом Безоста І вже в першому блоці варіантів з насипними шарами чорнозему (без лесоподібного суглинку).

Особливо помітне відставання в продуктивності відбувалося у варіанті з екраном лесоподібного суглинку. Так, абсолютні показники біомаси соломи сорту Одеська напівкарликова у варіанті з потужністю шару чорноземної маси 50 см без внесення добрив були на 13,0 ц/га нижче, ніж у сорту Безоста І, що перевищувало рівень математичної достовірності. Характерною особливістю при цьому було те, що величина зниження врожайності не залежала від внесення в ґрунт мінеральних добрив. Велике значення має також підбір культур для рекультивованих земель, про що свідчать дані, наведені в таблиці 3.28. Згідно із зазначеними даними, за кількістю біомаси соломи кукурудза у всіх випадках істотно перевищує за продуктивністю кращі сорти озимої пшениці, а тим паче – ярий ячмінь. Переваги вирощування кукурудзи цілком очевидні також при розміщенні її за найгіршим із попередників – зерновою кукурудзою. У середньому за три роки кукурудза за кількістю біомаси соломи перевершила озиму пшеницю на 37,7 %, а ярий ячмінь – на 75,5 %. Ще більш переконливі дані про перевагу кукурудзи отримані при розміщенні її по чорному пару, де врожайність виявилася вищою, ніж озимої пшениці та ярого ячменю, відповідно на 80,4 і 129,8 %. Слід засвідчити, що діапазон коливань урожайності всіх вивчених культур у варіантах без прошарку набагато ширший, ніж за наявності екрану лесоподібного суглинку. Найменшим спільним діапазоном варіювання характеризувався ярий ячмінь у варіантах із чорноземом на екрані лесоподібного суглинку, а найбільшим – кукурудза по чорному пару у варіантах без прошарку.

Таблиця 3.29

**Урожайність сіна люцерни за два укоси
на рекультивованих землях, ц/га**

Варіанти		Роки			Збільшення врожаю, %
Шар ґрунту, см	добрива	1-й рік	2-й рік	3-й рік	
Без прошарку лесоподібного суглинку					
30	0	38,9	26,3	10,2	–
	NPK	44,0	32,0	11,7	16,3
50	0	49,2	37,1	26,1	49,4
	NPK	57,9	44,5	27,3	72,1
70	0	60,9	46,6	31,7	88,8
	NPK	70,7	56,0	34,6	114,3
З екраном лесоподібного суглинку					
30	0	59,5	49,9	0	–
	NPK	73,2	58,9	0	20,5
50	0	67,3	58,2	34,9	–
	NPK	78,1	64,0	36,6	11,4
70	0	75,5	66,8	43,5	15,7
	NPK	82,7	71,3	44,1	23,4

Таблиця 3.30

**Вплив способів рекультивації земель на врожайність
сіна еспарцету за два укоси, ц/га**

Варіанти		Роки			Збільшення біомаси,%
Шар ґрунту, см	добрива	1-й рік	2-й рік	3-й рік	
Без прошарку лесоподібного суглинку					
30	0	22,0	26,3	10,3	–
	NPK	25,4	19,3	11,3	15,4
50	0	31,6	25,8	18,9	56,8
	NPK	34,6	28,4	20,2	71,0
70	0	36,4	30,7	24,5	88,3
	NPK	41,5	36,4	25,7	113,0
З екраном лесоподібного суглинку					
30	0	42,9	0	0	–
	NPK	46,5	0	0	8,4
50	0	53,2	47,0	29,1	–
	NPK	58,3	49,7	28,7	5,8
70	0	55,4	50,0	36,0	9,3
	NPK	59,4	52,2	37,1	15,1

Збільшення потужності шару чорноземної маси, внесення мінеральних добрив, а головне – підстилення чорнозему лесоподібними суглинками сприяли послідовному наростанню вегетативної маси обох видів трав і досить високому збору врожаю надземної біомаси. У середньому за три роки найбільший урожай сіна був у люцерни (66 ц/га). У еспарцету він виявився на 16,4 ц/га нижчим.

Темпи приросту врожайності обох культур при підвищенні товщини маси чорнозему були приблизно однаковими (у люцерни без прошарку – 16,3–114,3, на екрані лесоподібного суглинку – 11,4–23,4 %, у еспарцету відповідно – 15,4–113 і 5,8–15,1 %).

По збору сіна еспарцет поступався люцерні. Таким чином, наші дослідження показують, що люцерну і еспарцет можна з успіхом вирощувати на рекультивованих землях у Західному Донбасі. Однак еспарцет гірше, ніж люцерна, переносить високий рівень ґрунтових вод і схильний сильніше зріджуватися від вимокання.

3.3.6. Біопродуктивність сільськогосподарських культур на землях, рекультивованих лучно-чорноземним ґрунтом

Важливим чинником підвищення врожайності сільськогосподарських культур на недостатньо родючих лучно-чорноземних слабкосолонцюватих ґрунтах, насипаних метровим шаром поверх шахтної породи, є внесення мінеральних добрив (табл. 3.31). Виявлено, що приріст врожаю всіх досліджуваних культур від внесення добрив у ґрунт, насипаний поверх шахтної породи, виявився статистично достовірним за всі роки проведення дослідів.

Серед зернових культур найбільшу абсолютну прибавку врожаю (8,5 ц/га) досягнуто в перший рік по яром у ячменю. Ця культура краще реагувала на добрива, ніж озима пшениця і кукурудза. Так, приріст біомаси у неї становив 18,5–82,5 %; у кукурудзи – 10,9–33,8 %; озимої пшениці – 15,0–27,1 %; люцерни – 0–27,5 %.

Укладання між гірничою породою і чорноземним ґрунтом з прошарком суглинку забезпечувало більш високий рівень надземної біомаси у порівнянні варіантом нанесення метрового шару лучного чорнозему на шахтну породу (табл. 3.32 та 3.33). Найменш придатним насипний лучний ґрунт виявився для вирощування кукурудзи. Різниця в середньому врожаї кукурудзи на лучному і чорноземному ґрунтах на користь останнього без внесення добрив становила 20,2, а при їх внесенні – 18,5 ц/га.

За інших культур врожайність на чорноземному ґрунті порівняно з лучним була також достовірно вища. Важливо при цьому зазначити, що ефективність внесення добрив у ґрунт з підвищеним вихідним рівнем родючості (чорнозем на лесоподібному суглинку) була в 1,5–2 рази нижча як в абсолютному, так і відносному вираженні порівняно з менш родючим фоном на основі лучного ґрунту.

Таблиця 3.31

Ефективність внесення добрив під сільськогосподарські культури на землях, рекультивованих лучно-чорноземним ґрунтом

Роки	Урожайність, ц/га		Збільшення біомаси	
	без добрив	НРК	ц/га	%
Озима пшениця Безоста І				
1-й рік	27,8	35,4	7,6	27,1
2-й рік	32,0	36,8	4,8	15,0
Середнє				
Ярий ячмінь Донецький 8				
1-й рік	9,3	16,9	7,6	82,5
2-й рік	16,6	19,6	3,0	18,5
3-й рік	19,0	25,3	5,7	33,2
Середнє				
Кукурудза на зерно (гібрид Дніпровський 320)				
1-й рік	37,0	48,8	11,8	33,8
2-й рік	48,5	53,8	5,3	10,9
3-й рік	40,6	53,6	13,0	31,9
Середнє				
Люцерна на сіно				
1-й рік	39,0	48,6	9,6	24,6
2-й рік	50,9	48,3	-2,6	5,1
3-й рік	34,2	43,6	9,4	27,5
Середнє				

Таблиця 3.32

Кількість збору біомаси сільськогосподарських культур на двох варіантах рекультивації шахтних відвалів (ц/га)

Культури	Лучний ґрунт		Чорнозем на лесоподібному суглинку	
	без добрив	НРК	без добрив	НРК
Озима пшениця	29,9	36,1	40,0	45,8
Ярий ячмінь	14,9	20,6	22,4	25,3
Кукурудза на зерно	42,1	52,3	74,4	81,9
Люцерна на сіно	41,4	46,8	53,5	59,6

Таблиця 3.33

Збільшення врожаю від внесення добрив під сільськогосподарські культури на двох варіантах рекультивації шахтних відвалів, ц/га (середнє за 4-рі роки)

Культури	Лучний ґрунт	Чорнозем на лесоподібному суглинку
Озима пшениця	6,2	5,7
Ярий ячмінь	5,7	2,9
Кукурудза на зерно	10,2	7,5
Люцерна на сіно	5,4	6,1

3.3.7. Визначення енергоємності рослинницької продукції сільськогосподарських культур

Підвищення ефективності сільськогосподарського виробництва, розробка енергозберігаючих технологій рослинництва викликають необхідність ретельного вимірювання енергії, що акумулюється у врожаї сільськогосподарських рослин у процесі фотосинтезу. Термічний аналіз, оснований на вивченні температури, ваги, хімічного складу, дозволяє дослідити біоенергетичні процеси у рослинах. Експериментальні дані були отримані в проблемній лабораторії рекультивації земель ДДАЕУ завдяки використанню методу бомбової калориметрії. Теплоту згоряння визначали за допомогою калориметру КЛ-5. Зокрема, була проведена оцінка вмісту енергії у соломі пшениці різних сортів, вирощених на екологічному полігоні ДДАЕУ (рис. 3.8).

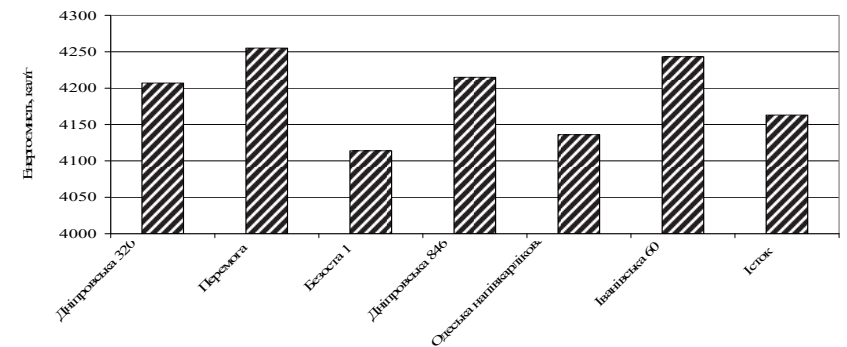


Рис. 3.8. Вміст енергії у соломі пшениці різних сортів, ккал/г

За вмістом загальної енергії у соломі пшениці досліджувані сорти можна розмістити у такий ряд: Перемога > Іванівська 60 > Дніпровська 846 > Дніпровська 320 > Істок > Одеська напівкарлікова > Безоста 1. Найбільшою теплотою згорання відрізняється сорт «Перемога». Результати вимірювання теплоти спалювання біомаси ячменю, кукурудзи і люцерни наведені у таблиці 3.34.

Таблиця 3.34

Вміст енергії у біомасі ячменю, кукурудзи і люцерни, кал/г

Ґрунт	Солома		Сіно
	Ячмінь	Кукурудза	Люцерна
Чорнозем	3910	4299	4270

З урахуванням отриманих даних провели розрахунки виносу енергії біомасою соломи і сіна залежно від варіантів рекультивативної шахтних відвалів (табл.3.35). Отже, найбільший виніс енергії з біомасою соломи зафіксований при вирощуванні кукурудзи, на другому місці – озима пшениця, а на третьому – люцерна.

Таблиця 3.35

Енергоємність біомаси сільськогосподарських культур на двох варіантах рекультивативної шахтних відвалів (ккал/га)

Культури	Лучний ґрунт		Чорнозем на лесоподібному суглинку	
	без добрив	NPK	без добрив	NPK
Озима пшениця	1230,1	1486,2	1645,6	1884,2
Ярий ячмінь	582,6	805,5	875,8	989,2
Кукурудза на зерно	1809,9	2248,4	3198,5	3520,9
Люцерна на сіно	1767,8	1998,4	2284,5	2544,9

4. ОЦІНКА ПЕРСПЕКТИВ ВИРОЩУВАННЯ МІСКАНТУСУ ТА СВІТЧГРАСУ НА МАЛОПРОДУКТИВНИХ ЗЕМЛЯХ ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА БІОПАЛИВА

Одним із перспективних напрямків біоенергетики є використання біомаси багаторічних злаків для отримання твердопаливних брикетів та виробництва етанолу. Однак вирощування енергетичних культур на високоякісних орних ґрунтах може викликати загрозу продовольчої безпеки. Тому вважається доцільним залучення у процес виробництва біопаливної сировини маргінальних порушених земель, площа яких в Україні та світі розширюється з кожним роком. В останні десятиріччя все більшої популярності набувають два види енергетичних злаків – міскантус (*Miscanthus Anders.*) та світчграс (*Panicum virgatum L.*). Вони характеризуються високою ефективністю фотосинтезу, утриманням вуглецю в ґрунті, невимогливістю до вологозабезпечення та наявності поживних речовин у субстраті Dohleman et al., 2009; Ziolkowska, 2014; Nakajima et al. 2018). Вказані характеристики мають добрі передумови для вирощування цих культур на малопродуктивних, техногенно порушених та рекультивованих землях (Skousen et al., 2012; Skousen and Brown, 2014; Ussiri, 2019). Однак, незважаючи на безсумнівні переваги, врожайність біомаси, ефективність секвестрації вуглецю, адаптаційна пластичність міскантусу та світчграсу значною мірою залежать від сукупності таких факторів, як клімат, фізичні та хімічні характеристики ґрунту, технології вирощування тощо (Boehmel et al., 2008; Jakovljevi et al., 2015;). Таким чином, ретельний добір асортименту рослин та розробка прогресивних технологій їх вирощування для певного типу територій є важливою умовою економічної доцільності виробництва біопалива на маргінальних землях. Аналіз наявних досліджень міскантусу та світчграсу показав, що в умовах достатнього зволоження продуктивність біомаси міскантусу значно вища за світчграс (Heaton et al., 2008; Anderson et al., 2012; Mitchell et al., 2012; Scagline et al., 2015). Так, врожайність наземної сухої біомаси міскантусу може сягати 40–60 т/га, тоді як врожайність світчграсу варіює в межах 10–16 т/га. Хоча обидві культури мають майже однакову ефективність поглинання сонячного світла, але міскантус показав більш високі темпи фотосинтезу і був ефективнішим у використанні води та азоту. Однак в умовах сильної недостачі вологи врожайність міскантусу може знижуватися до 13–20 т/га, й різниця у продуктивності скорочується. Враховуючи той факт, що розмноження міскантусу можливе тільки вегетативно, вартість закладення ділянок цієї культури відрізками кореневищ досить висока. Рентабельність таких плантацій на малопродуктивних землях може виявитися низькою. Водночас, вартість

закладення плантацій світчграсу насінням значно нижча, що є безсумнівною перевагою в умовах нестачі води та поживних речовин (Khanna et al., 2008; Sadeghpour et al., 2014). В зв'язку з тим, що багато маргінальних земель утворюється в промислово розвинутих районах, велика їх кількість забруднена важкими металами, які можуть розповсюджуватися на прилеглі території. Більша частина таких земель непридатна для сільськогосподарського виробництва. Виробництво біопаливної сировини з використанням багаторічних рослин з низькими вимогами до зростання може бути альтернативою за таких умов. Здатність міскантусу та світчграсу накопичувати важкі метали переважно у коренях є ще однією перевагою вирощування цих рослин на порушених землях. Одночасне використання багаторічних злаків для вилучення або стабілізації важких металів дає можливість пов'язати виробництво біомаси для біоенергетики із знезараженням і відновленням ґрунту (McIntyre, 2003; Yang et al., 2005; Van Ginneken et al., 2007; Balsamo et al., 2015). Крім того, поряд зі зменшенням і пом'якшенням ризику, створюваного важкими металами для людини і екосистем, в регіоні можуть бути створені нові робочі місця на відновлених землях, а також ринки збуту їх продукції (Dauber et al., 2012; Barbosa et al., 2015).

Для покращення стану порушених ґрунтів та збільшення врожайності доцільним може бути застосування різних домішок (осад стічних вод, попіл, біовугілля тощо). Однак ще існує значний дефіцит інформації про довгострокові наслідки використання ґрунтових домішок, пов'язаних з ростом і поглинальною здатністю рослин, якістю біомаси та її тепловими характеристиками.

4.1. Біологічна характеристика та технології вирощування міскантусу і світчграсу

Світчграс, або просо прутоподібне (*Panicum virgatum* L.) – це багаторічний злак, поширений у природних фітоценозах центральної та південної частин США. Є одним з основних компонентів високотравних прерій. Рослина має червонуваті прямостоячі стебла, які досягають 0,5–3 м заввишки. Суцвіття – відкрита волоть довжиною 15–40 см. Характерна особливість – білий пух на місці виходу листка зі стебла. Відмінною особливістю світчграсу є довговічність і здатність утворювати нові надземні пагони. Із їхніх вузлів розвиваються вертикальні пагони, що утворюють стебла і листки. Таким чином, навколо материнської рослини виникає ціла колонія вегетативних пагонів (Christian and Elbersen, 1998; Zegada-Lizarazu, 2012). Існує багато сортів у межах різновиду світчграсу, частину з яких відібрано в природі, частину отримано в результаті селекції. Залежно від характеру розподілу листків і висоти рослин, сорти та гібриди

світчграсу поділяють на верхові і низовинні (Switchgrass, 2012; Casler and Vogel, 2014). У верхових переважають генеративні і подовжені вегетативні пагони з основною масою листків у верхній частині. Навпаки – у низовинних різновидів генеративних стебел мало, але дуже багато вегетативних, переважно укорочених.

Коренева система світчграсу мичкувата, може сягати 3 м, але основна її маса (70–80 %) зосереджена в орному шарі. У перший рік вегетації корені у фазу початку куціння розвиваються слабо, заглиблюються в ґрунт повільно (на глибину до 15 см). Потім спостерігається більш швидкий розвиток коренів і до осені вони досягають значної глибини. Коренева маса майже в 1,5 рази перевищує наземну частину рослини і збільшення її часто відбувається до пізньої осені (Wullschlegel et al., 2010; Vogel et al., 2011). Світчграс має відносно мале насіння з високим рівнем стану спокою. Найбільш ефективним строком сівби насіння проса прутувидного є ранньовесняний (друга декада квітня). Оптимальна глибина загортання насіння за ранньовесняного строку сівби становить 0,5–1 см, а за пізньовесняного строку (друга декада травня) не повинна перевищувати 1,5 см (Гументик та ін., 2018). Насіння світчграсу починає проростати за температури не нижче ніж +6–8°C. Сходи витримують незначні заморозки до –2°C, а за температури –3–5°C здебільшого гинуть або сильно пошкоджуються. Інтенсивність проростання насіння світчграсу та повнота сходів обумовлюються такими показниками, як температура і вологість ґрунту. За низької температури і вологості ґрунту період схожості рослин збільшується, а тривала нестача призводить до загибелі рослин. Проте вирішальним фактором вважається вологість ґрунту, тому що вона із часом зменшується, а температура збільшується. Запаси ґрунтової вологи, утворені від танення снігу, не завжди забезпечують необхідні умови для росту і розвитку рослин. Вологість ґрунту в період посіву і кількість вологи в орному шарі постійно змінюється і залежить від погодних умов (Курило та ін., 2012; Мандровська, 2013).

Найбільш слабкою ланкою в технології вирощування проса прутувидного є сильна забур'яненість посівів на період сходів культури в перший рік вегетації. Гербіциди загальної дії використовуються зазвичай за декілька тижнів до та безпосередньо перед висіванням проводиться за нижчими нормами (Кулик, 2013).

В агротехніці вирощування світчграсу важливим фактором, що визначає врожайність культури, є ширина міжрядь. Вузькі міжряддя прискорюють закриття ґрунту навесні й збільшують кількість світла, що поглинається рослиною протягом вегетаційного періоду, і це певним чином впливає на врожайність культури та зменшує необхідність боротьби із забур'яненістю, адже за меншої площі живлення рослини швидше розростатимуться у міжрядді. Проте водночас виникає проблема самопроріджування, що знижує загальний об'єм біомаси з площі; крім

того, у густого травостою більша можливість ураження хворобами й вилягання. Дослідження щодо ширини міжрядь на посівах світчграсу показали, що за посушливих умов посіви з широким міжряддям (50 см) мали вищу урожайність порівняно з посівами з вузьким міжряддям: 15 та 30 см (Ocumpaugh et al., 1997; Bransby et al., 1997; Planting and Managing..., 2009). Підвищення урожаю особливо було помітним через декілька років.

Згідно з дослідженнями, проведеними в умовах України, встановлено, що при вузькій ширині міжрядь (15 см) покращується акумуляція води атмосферних опадів весняного і літнього періодів, зменшується забур'яненість у перші роки життя і зростає врожайність біомаси. Але у наступні роки по мірі росту збільшується затінення рослин, внутрішньовидовий антагонізм зростає і продуктивність починає поступатися посівам з більш широкими (30–45 см) міжряддями (Роїк, 2011; Мороз та ін., 2011; Кулик, 2012). Таким чином, оптимальні умови для світчграсу можемо створити певними агротехнічними заходами та засобами, а також підбираючи сорти з урахуванням агробіологічних особливостей регіону.

Міскантус (*Miscanthus* Anders.) – це багаторічний злак, природний ареал якого розташований майже по всій Південно-Східній Азії. Серед 16-ти наявних видів тільки три використовують у регіонах з помірним кліматом як декоративну, протиерозійну та біоенергетичну культуру. Це міскантус цукрокрітковий (*Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Hack.), м. китайський (*Miscanthus sinensis* Anders.) та м. гігантський (*Miscanthus giganteus* J. M. Greef et Deuter ex Hodk. et Renvoize). Для біоенергетики частіше використовують міскантус гігантський – спонтанний стерильний триплоїдний гібрид між диплоїдною формою м. китайського та тетраплоїдною формою м. сахароквіткового. Він характеризується більш потужним ростом та біомасою, ніж батьківські види (Clifton-Brown et al., 2004; Price et al., 2004). За сприятливих умов може досягати висоти більше ніж 3–4 м та утворювати міцні стебла діаметром 10–12 мм. У жовтні на останньому міжвузлі стебла утворюється суцвіття – волоть довжиною 25–30 см. Коренева система міскантусу мичкувата, розвивається від підземних кореневищ, може сягати глибини 3 м, але більшість коренів розташована у шарі до 100 см.

Розмножується тільки вегетативно, кореневищами. Вегетацію починає наприкінці квітня, закінчує у жовтні. Пагоноутворення відбувається протягом усього вегетаційного сезону. Врожайність міскантусу значною мірою залежить від водозабезпечення. Для формування великого обсягу біомаси потребує значної кількості води, приблизно 700 мм опадів. За посушливих умов ріст уповільнюється, вегетація закінчується раніше, що призводить до значного зниження врожайності (Dohleman and Long, 2009; Emerson et al., 2014; Kiesel et al., 2017).

Посадку ризомів міскантусу здійснюють у попередньо підготовлений ґрунт на початку квітня, коли верхні шари ґрунту ще містять достатньо вологи. Довжина ризомів повинна бути в межах 5–15 см та мати не менше ніж 4–5 бруньок (Humentyk et al., 2013; Курило та ін., 2015). Садіння здійснюють на глибину 8–10 см з густотою 14000–15000 шт./га з шириною міжрядь 70 см. Система заходів обробітку ґрунту після садіння ризомів та збирання біомаси полягає у регулюванні водно-повітряного режиму та знищенні бур'янів.

4.2. Оцінка перспективності вирощування різних видів міскантусу на малопродуктивних землях

Кількісні та якісні показники біомаси міскантусу залежать не лише від генетичної складової виду, але й від великої кількості різних зовнішніх факторів: географічного розташування району вирощування, кліматичних умов, типу ґрунту, водного режиму, технології обробітку, забезпеченості мінеральними елементами. Вважається, що для вирощування міскантусу підходять ґрунти середньої щільності з низьким рівнем ґрунтових вод (Lewandowski & Schmidt, 2006; Glowacka et al., 2013; Arnoult & Brancourt-Hulmel, 2015; Matyka & Kus, 2016). Рослина має відносно невелику потребу у воді, що відповідає річній кількості опадів на рівні 600–700 мм. Тим не менш, зі збільшенням кількості біомаси ця потреба може зростати. Наприклад, 4–5-річні рослини *Miscanthus Ч giganteus* для нормального росту і розвитку можуть споживати кількість води, що відповідає рівню річних опадів 900 мм і більше. Зазвичай у степовій зоні України середньорічна кількість опадів не перевищує 500–550 мм. Дефіцит вологи може негативним чином позначитися на врожайності і якості біомаси. Нестача поживних речовин також може бути обмежувальним чинником для вирощування міскантусу як біоенергетичної сировини. Тому добір посухостійких та продуктивних генотипів є головною вимогою для економічно обґрунтованого вирощування цієї культури.

Для виявлення найбільш стійких та продуктивних видів міскантусу було досліджено п'ять генотипів міскантусу: *M. sacchariflorus* (Maxim.) Hack., *M. sinensis* Anderss., *M. Ч giganteus* J. M. Greef et Deuter ex Hodk. et Renvoize., *M. oligostachyus* Stapf. і *M. sinensis* «Gracillimus». Для саджання були відібрані саджанці з 3–4 пагонами (рис. 4.1).

Рослини були висаджені на експериментальні ділянки з еродованим ґрунтом за наступною схемою: для *M. sinensis*, *M. sinensis* «Gracillimus» і *M. oligostachyus* інтервал між рядами 75 см, інтервал між рослинами в рядку 60 см (щільність посадки 2 шт./м²); для *M. sacchariflorus* і *M. Ч giganteus* інтервал між рядками – 90 см, інтервал між рослинами в ряду – 75 см (щільність посадки 1,5 шт./м²).

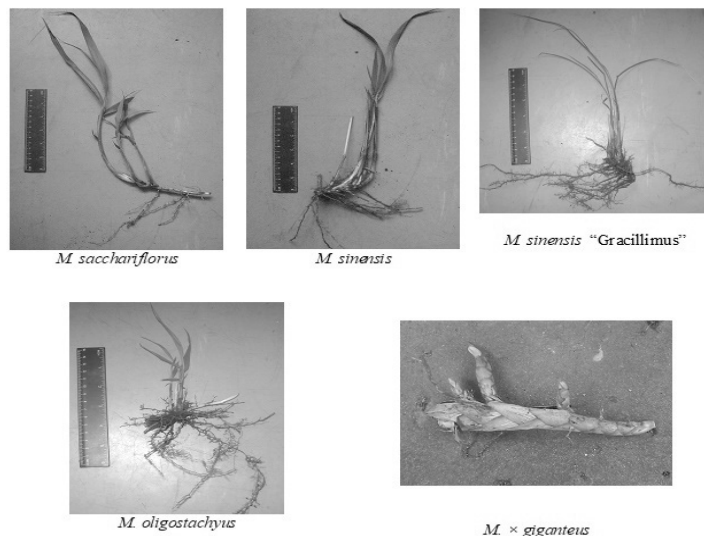


Рис. 4.1. Посадковий матеріал різних видів міскантусу

Ґрунт дослідних ділянок – чорнозем малогумусний середньосуглинистий. При дослідженні видів міскантусу добрива та іригація не застосовувалися. Було досліджено морфометричні показники та врожайність біомаси. Висота стебла від поверхні ґрунту до комірця флагового листка вимірювалась протягом другого тижня жовтня за допомогою вимірювальної лінійки. Діаметр стебла визначався штангенциркулем на висоті 15 см від поверхні ґрунту. Також було підраховано кількість пагонів на рослині та довжина суцвіття.

Для визначення врожайності наприкінці вегетаційного сезону рослини були зрізані на висоті 10 см від поверхні ґрунту та зважені. Після сушіння біомаси до постійної ваги зразки знов були зважені. Таким чином, були підраховані вага свіжої (Всв) та сухої біомаси (Всух) та визначена вологість сировини: $\text{Вол. (\%)} = 100 \cdot \frac{\text{Всв} - \text{Всух}}{\text{Всв}}$.

Враховуючи, що весна в степовій зоні нетривала, посадку міскантусу необхідно робити в найкоротші строки, щоб рослини встигли використати накопичену взимку ґрунтову вологу і зміцніти. Оптимальними строками весняної посадки є перша та друга декада квітня. Можлива також осіння посадка в жовтні. При дотриманні строків посадки виживання саджанців у перший рік культивування високе з 80 % (*M. Ч giganteus*) до 100 % (*M. sacchariflorus*).

Згідно з даними багаторічних фенологічних спостережень, в умовах степової зони України весняне відростання пагонів досліджуваних видів міскантусу починається переважно в кінці другої декади квітня, а в деякі

роки – на початку травня. Вегетація триває до третьої декади жовтня. Найбільших розмірів рослини міскантусу досягають у фазу цвітіння, яка припадає на серпень-вересень. Період вегетації сорту міскантусу китайського *Gracillimus* більш тривалий. Пожовтіння листя у нього настає протягом грудня. У зв'язку з цим фаза цвітіння також настає пізніше, в листопаді, й у разі настання ранніх осінніх заморозків може залишитися незавершеною.

Жоден з досліджуваних видів міскантусів в умовах інтродукції насіння не утворює. Розмноження тільки вегетативне. При цьому висока вегетативна рухливість властива *M. sacchariflorus*, середня – *M. Ч giganteus* і *M. oligostachyus*, низька – *M. sinensis*. При визначенні щільності стояння пагонів спостерігається зворотна залежність: висока щільність – у *M. sinensis* (особливо у сорту *Gracillimus*), середня – у *M. Ч giganteus*, *M. oligostachyus* і низька – у *M. sacchariflorus*.

У перший рік після посадки всі види міскантусу активно нарощували надземну і підземну біомасу, особливо це стосується підземної біомаси. Рослини *M. sinensis*, *M. Ч giganteus* і *M. sacchariflorus* до кінця вегетативного сезону мали висоту пагонів близько 1 м. Найбільш високим виявився *M. sinensis* (106,1 см), найнижчим – *M. oligostachyus* (56,5 см). На другий рік вирощування найбільш активний ріст спостерігався у *M. Ч giganteus* і *M. sacchariflorus*. Їх висота становила близько 2 м. (табл. 4.1). Цей показник у *M. sinensis* і *M. sinensis* «*Gracillimus*» був меншим на 25–32 %. Висота *M. oligostachyus* не перевищувала 1 м.

Таблиця 4.1

Висота рослин та довжина суцвіття видів міскантусу

Назва виду	Висота рослин, см		Довжина суцвіття, см	
	Перший рік вирощування	Другий рік вирощування	Перший рік вирощування	Другий рік вирощування
<i>M. sacchariflorus</i>	80,0 ± 1,23	188,8 ± 2,93	33,36 ± 0,49	34,22 ± 0,52
<i>M. sinensis</i>	106,1 ± 2,42	142,5 ± 1,66	26,02 ± 0,40	26,88 ± 0,31
<i>M. sinensis</i> Gracillimus	73,1 ± 1,70	135,7 ± 2,33	–	–
<i>M. Ч giganteus</i>	86,7 ± 0,98	198,4 ± 2,91	–	27,08 ± 0,38
<i>M. oligostachyus</i>	56,5 ± 1,63	93,7 ± 1,86	14,52 ± 0,34	14,70 ± 0,35

У перший рік фаза цвітіння була відсутня у двох видів: *M. Ч giganteus* і *M. sinensis* «Gracillimus». В останнього вона також була відсутня і на другий рік. Вимірювання довжини волоті показали, що рослини *M. sacchariflorus* мають найбільш довге суцвіття, а *M. Oligostachyus* – найкоротше.

Утворення нових пагонів відбувалося протягом усього періоду рослинності. Протягом першого року вирощування кількість пагонів на одному кущі збільшилась у середньому у 3–4 рази (табл. 4.2). Наприкінці вегетаційного сезону найменша їх кількість спостерігалась у рослин *M. oligostachyus*. Інтенсивність наростання на другий рік вирощування була менше ніж в перший рік, і для більшості видів становила 95–120 %. Рослини *M. oligostachyus* показали найбільший темп росту (у 3 рази) у порівняно з попереднім роком. При визначенні діаметру пагонів найбільші значення були виявлені у *M. х giganteus*, а найменші – у *M. oligostachyus*. Цей показник збільшується з віком, від 1,4 % (*M. х giganteus*) до 10,7 % (*M. sinensis* «Gracillimus»).

Таблиця 4.2

Кількість пагонів на кущі та діаметр стебла різних видів міскантусу

	Кількість пагонів на кущі, шт.		Діаметр стебла, мм	
	Перший рік вирощування	Другий рік вирощування	Перший рік вирощування	Другий рік вирощування
<i>M. sacchariflorus</i>	11,97 ± 0,54	26,2 ± 0,44	4,2 ± 0,15	4,4 ± 0,13
<i>M. sinensis</i>	15,21 ± 0,52	30,3 ± 1,25	4,22 ± 0,11	4,3 ± 0,11
<i>M. sinensis</i> «Gracillimus»	17,74 ± 0,95	34,48 ± 1,21	4,12 ± 0,10	4,56 ± 0,10
<i>M. Ч giganteus</i>	16,80 ± 0,64	33,12 ± 0,82	8,1 ± 0,21	8,21 ± 0,17
<i>M. oligostachyus</i>	10,22 ± 0,54	33,7 ± 1,14	3,3 ± 0,12	3,4 ± 0,10

Врожайність біомаси міскантусу з одиниці площі в перші роки вирощування залежить від щільності посадки рослин. Зі збільшенням щільності врожайність також збільшується. Однак посадка більшої кількості рослин може збільшити вартість закладки плантації від 50 до 150 %. Тим більше, що в наступні роки різниця між врожайністю на ділянках, що відрізняються щільністю посадки, нівелюється. Зазвичай щільність посадки міскантусу становить 10000–25000 шт./га. В умовах Степу оптимальною можна вважати таку середню щільність посадки: 14800 шт./га для *M. sacchariflorus* і *M. Ч giganteus* і 20000 шт./га для інших видів. Збирання надземної біомаси проводилося в кінці вегетаційного сезону в жовтні. Виявлено, що в процесі сушіння рослини втрачають до

44 % води. Тим не менш, цей показник трохи варіює між видами від 37,3 % (*M. sacchariflorus*) до 43,9 % (*M. oligostachyus*).

Врожайність сухої біомаси в перший рік вирощування була невеликою. Серед високорослих видів цей показник варіював від 0,8 до 2,3 т/га (рис.4.2). Продуктивність низькорослого *M. oligostachyus* була найнижчою – всього 0,33 т/га.

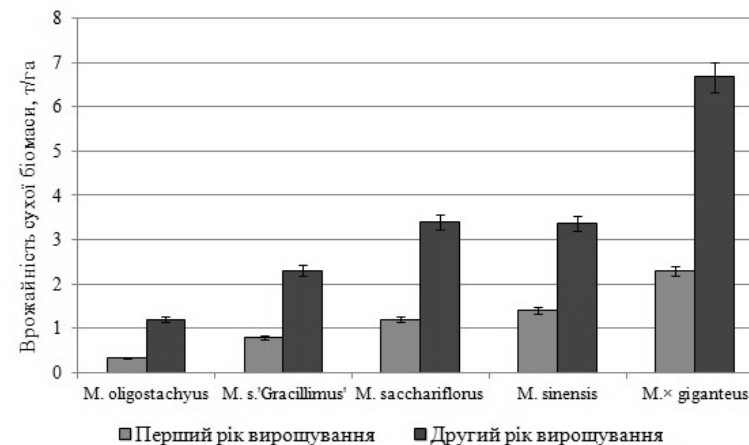


Рис. 4.2. Врожайність надземної біомаси різних видів міскантусу

Протягом другого року спостерігалось значне збільшення врожайності для всіх видів. Продуктивність збільшилася від 2,5 (*M. sinensis*) до 3,6 разів (*M. oligostachyus*). Щодо абсолютних показників, найбільші значення були зафіксовані для *M. Ч giganteus* – 6,76 т/га. Тим не менш, ці дані дещо нижчі, ніж аналогічні показники врожайності різних видів міскантусу, отримані для європейських і східно-азійських регіонів, що не мають нестачі водозабезпечення (Zub et al., 2010; Feng et al., 2015; Richter et al., 2016). В Україні таке порівняння можна провести тільки для *M. Ч giganteus*, оскільки інші види практично не вивчені. Порівняльна оцінка показала, що в степовій зоні України врожайність *M. Ч giganteus* в перші роки вирощування нижча на 20–50 %, ніж у Поліссі і Лісостепу (Гументик та ін., 2013; Рахметов та ін., 2015). Таким чином, є явний негативний вплив посушливих умов на продуктивність біомаси цієї культури. Тому серед досліджених видів найбільш перспективними можна вважати *M. Ч giganteus* як найпродуктивніший та *M. sinensis* як найбільш посухостійкий.

4.3. Біоенергетичний потенціал міскантусу та світчграсу за умов вирощування на рекультивованих землях

4.3.1. Матеріали і методи дослідження

На Покровській навчально-дослідній станції рекультивації земель було закладено ряд дослідів з міскантусом гігантським та світчграсом. Було закладено два варіанти експерименту: модельний та польовий. Модельний експеримент (рис. 4.3) передбачав вирощування досліджених культур у лізіметрах з різними моделями техноземів (рис. 4.4): I – лесоподібний суглинок (ЛС), взятий з борту кар'єру (0–150 см); II – технічна суміш порід (ТС), яка складається з лесоподібного суглинку та червоно-бурої глини, взятих з борту кар'єру (0–150 см); III – червоно-бура глина (ЧБГ), взята з борту кар'єру (0–150 см); IV – сіро-зелена глина (СЗГ), взята з борту кар'єру (0–150 см); V – насипний родючий шар чорнозему (НРШЧ) 0–50 см + сіро-зелена глина (50–150 см); VI – насипний родючий шар чорнозему (0–50 см) + червоно-бура глина (50–150 см); VII – насипний родючий шар чорнозему 0–50 см + лесоподібний суглинок (50–100 см); VIII – насипний родючий шар чорнозему (0–150 см); IX – геохімічно-активна темно-сіра сланцева глина (ТСГ), відібрана у шарі 0–20 см (60 см) + пісок (90 см); X – темно-сіра сланцева глина, відібрана у шарі 20–40 см (60 см) + пісок (90 см); XI – темно-сіра сланцева глина, відібрана у шарі 40–60 см (60 см) + пісок (90 см).



Рис. 4.3. Модельні дослід з міскантусом та світчграсом на стаціонарі рекультивації земель Дніпровського державного аграрно-економічного університету

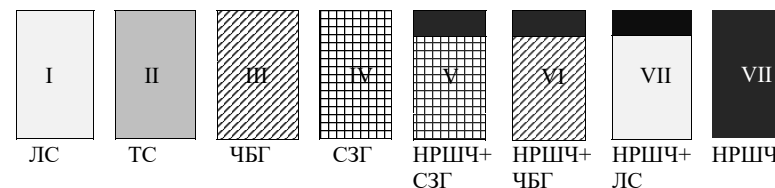


Рис. 4.4. Моделі техноземів у лізіметричних посудинах

Польовий експеримент був закладений на дослідних ділянках із сумішню лесоподібного суглинку і червоно-бурої глини, що пройшла тривалу стадію фітомеліорації (рис. 4.5).



Рис. 4.5. Польовий дослід з світчграсом

Для визначення ефекту від внесення традиційних і нетрадиційних добрив були використані наступні п'ять домішок: попіл лушпиння соняшника в кількості 10 т/га, осад міських стічних вод (10 т/га), суміш попелу й осаду стічних вод (10 т/га), подвійна доза осаду (20 т/га) і мінеральне добриво з балансом поживних речовин $N_{60}:P_{60}:K_{60}$ кг/га. Всі домішки вносилися в ґрунт в сухому вигляді щорічно один раз навесні.

Біометричні параметри і продуктивність біомаси визначали наприкінці вегетаційного періоду (друга половина вересня). Висоту рослини вимірювали за допомогою вимірювальної лінійки. Діаметр стебла визначався штангенциркулем на висоті 15 см над поверхнею ґрунту. Підраховувалася також кількість стебел на 1 м². Потім надземну біомасу зрізали на висоті 10 см від поверхні землі і зважували у вологому стані.

Вологу біомасу висушували до постійної маси, щоб оцінити вихід надземної сухої речовини.

Для оцінки здатності акумулювати важкі метали з ґрунту визначали вміст мінеральних елементів у біомасі. Для аналізу зразки біомаси масою по 2 г спалювали в муфельній печі при температурі 450°C, а потім розчиняли в 5 мл 6-ти нормальної соляної кислоти спектральної чистоти. Вміст мінеральних елементів в отриманих витяжках вимірювали спектрофотометричним аналізом на приладі «Varian Cary-50» в лабораторії ґрунтознавства університету міста Жирона (Іспанія). Отримані дані являли собою середні арифметичні значення трьох повторів кожної вибірки, їхні діапазони і значення стандартних відхилень.

Термічний аналіз біомаси проса був проведений на дериватографі Q–1500D системи «F. Paulik – J. Paulik – L. Erdey» з реєстрацією аналітичного сигналу втрачання маси та теплових ефектів на папері самописця з подальшою обробкою за допомогою комп'ютера. Зразки аналізували у динамічному режимі зі швидкістю нагріву 10°C/хв, в повітряній атмосфері. Маса проб – 100 мг. Еталонною речовиною був оксид алюмінію.

Дані, отримані в проведених експериментах, оброблялися статистичними методами з використанням програмного комплексу «StatGraphics Plus» при рівні значущості 0,95 % ($p < 0,05$).

4.3.2. Продуктивність міскантусу та світлграсу на різних типах гірничих субстратів

Дослід з міскантусом у лізиметричних посудинах показав, що протягом першого року після посадки рослини формують 7–13 ортотропних пагонів висотою 130–160 см. Найбільш розвинутими були рослини, вирощені на червоно-бурій глині, лесоподібному суглинку та технічній суміші. Найменшим приростом характеризувалися рослини, що зростали на сіро-зеленій глині. У перший рік життя на гірничих субстратах рослини міскантусу здатні формувати середній врожай сухої надземної біомаси в межах 4–5 т/га. На лесоподібному суглинку та технічній суміші продуктивність найвища й складає 6,4–6,8 т/га. В цей же час, на сіро-зеленій глині врожайність найменша й складає лише 3,3 т/га (рис. 4.6).

На другий рік життя висота рослин міскантусу збільшується на 10–30 %, й, починаючи з 3–4-го років, становить від 171,5 см до 200 см (рис. 4.7). Кількість пагонів у дворічних рослин збільшується у 2–2,5 рази. У подальшому інтенсивність утворення ортотропних пагонів зменшується й складає у середньому 26–50 % на рік. Таким чином, трирічні дерновини мають від 23–24 пагонів на чорноземі з додаванням червоно-бурої та сіро-зеленої глини до 40 пагонів на технічній суміші (рис. 4.8).

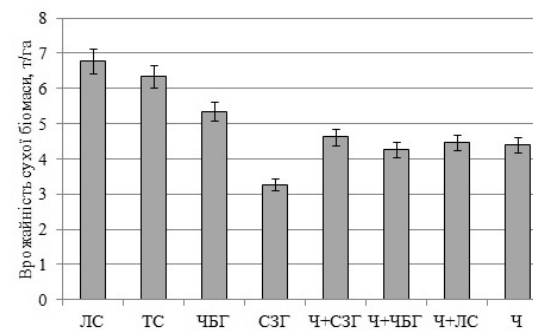


Рис. 4.6. Врожайність сухої біомаси однорічних рослин міскантусу на гірничих субстратах

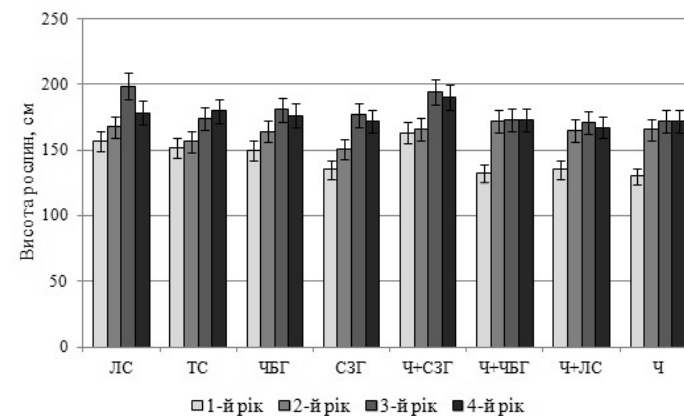


Рис. 4.7. Висота рослин міскантусу на гірничих субстратах

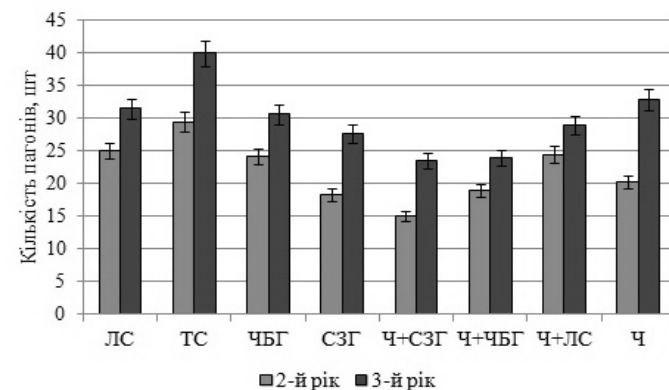


Рис. 4.8. Кількість пагонів на одній рослині міскантусу, що зростає на гірничих субстратах

Товщина пагонів це величина, що слабо змінюється з віком та більш залежить від умов зростання. На малопродуктивних гірничих субстратах цей параметр складає від 7,1 мм (ЗСГ) до 8,8-9,5мм (ЛС та ТС відповідно).

Врожайність надземної сухої біомаси збільшується з часом й у лізиметрах набуває свого максимуму на третій-четвертий рік. Залежно від погодних умов і особливо рівня водозабезпечення, міскантус здатен продукувати на червоно-бурій глині, технічній суміші та лесоподібному суглинку щорічно 10–13 тонн сухої біомаси з 1 га. На інших досліджених субстратах врожайність трохи нижча й складає 7,8–9,5 т/га (рис. 4.9).

На біогеохімічно активній темно-сірій сланцевій глині ріст та розвиток міскантусу набагато повільніший, ніж на інших гірничих субстратах. Висота рослин у перший рік життя не перевищує 130 см. Наприкінці року середня кількість пагонів складає від 3,3 шт. (на шарі 0–20 см) до 8,7 (на шарі 20–40 см). Врожайність біомаси також низька й становить 2,1–3,2 т/га.

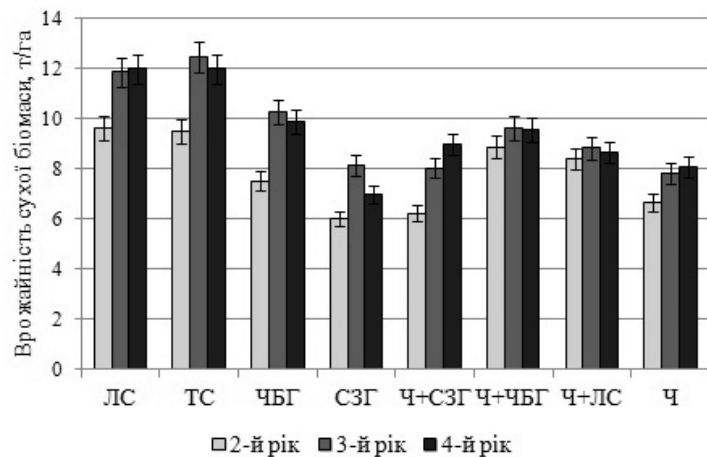


Рис. 4.9. Врожайність надземної біомаси міскантусу на гірничих субстратах

З віком, інтенсивність вертикального та горизонтального росту міскантусу збільшується. На другий рік висота рослин збільшується на 6–25 %, утворення бокових пагонів – у 3–3,5 рази, продуктивність біомаси – у 1,6–2 рази. У подальші роки нарощування біомаси сповільнюється. В результаті середня висота покриву міскантусу на темно-сірій сланцевій глині складає 140–150 см, кількість бічних пагонів на кущі – 25–31 шт., врожайність сухої біомаси – 4,3–6,2 т/га. Найбільшу продуктивність дають рослини, вирощені на шарі 20–60 см.

У модельному експерименті зі світчграсом середня висота однорічних рослин складала 54,1 см. Найбільш високими були рослини,

вирощені на червоно-бурому суглинку (ЧБС) та сіро-зеленій глині (64,1 та 62,9 см відповідно), найнижчими – на чорноземі (41,1 см) та на чорноземі з додаванням лесоподібного суглинку (47,1 см) та. Протягом другого року вирощування рослини додали у рості від 30 до 65 %. Співвідношення висоти для різних субстратів залишилося таким самим, як у попередньому році. Наприкінці третього року вирощування висота світчграсу становила від 83 до 116 см. Найбільш високорослими знов виявилися рослини, що зростали на червоно-бурому суглинку та сіро-зеленій глині, а найнижчими – рослини на чорноземі (рис. 4.10). Повна висота світчграсу з суцвіттям складала від 117,4 см (Ч+ЛС) до 145,3 см (ЧБС).

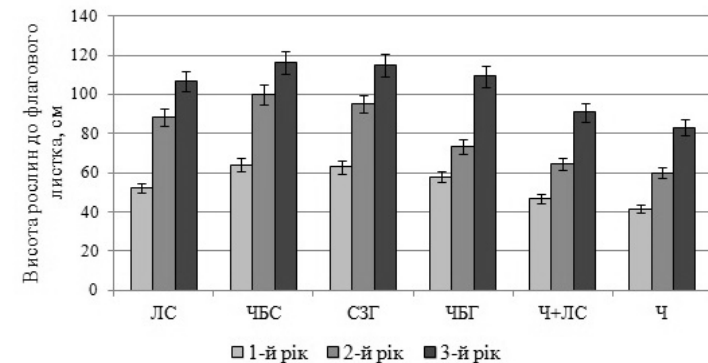


Рис. 4.10. Висота рослин світчграсу, вирощеного на різних гірничих субстратах

Врожайність надземної біомаси рослин світчграсу першого року вирощування була низькою й не перевищувала 1,5–2 т/га. Протягом другого року продуктивність збільшилася більш ніж у два рази. Найбільш продуктивними виявилися рослини, вирощені на червоно-бурому суглинку, майже 6 т/га, найменш продуктивними – на чорноземі та чорноземі з додавання лесоподібного суглинку, лише 2,1 т/га та 2,3 т/га відповідно. Врожайність трирічних рослин сягала від 6,05 т/га до 11,8 т/га (рис. 4.11). Таким чином, приріст врожайності склав від 100 до 150 %.

На темно-сірій сланцевій глині висота світчграсу у перший рік вирощування становила від 53,5 см (шар 0–20 см) до 60,3 см (шар 40–60 см). Кількість пагонів на одній рослині складала 12–21 шт. Найбільш розвинутими рослини були на шарі 20–40 см. Врожайність сухої надземної біомаси у цьому варіанті також була найвищою й становила 6,02 т/га проти 4,48 та 5,53 т/га, отриманих на інших шарах.

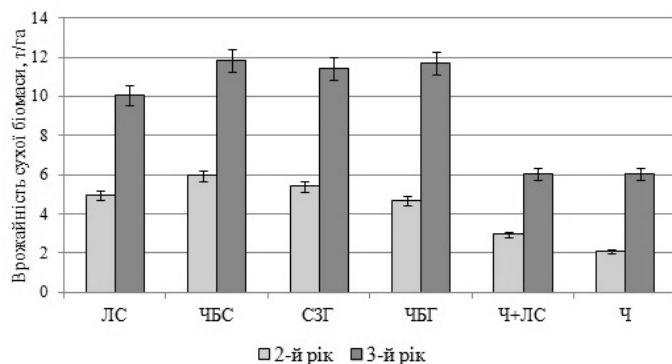


Рис. 4.11. Врожайність надземної сухої біомаси світчграсу, вирощеного на різних гірничих субстратах

Протягом наступних років рослини світчграсу продовжують нарощувати біомасу, в результаті на третій рік експерименту висота рослин до флагового листка складала від 95,1 (на шарі 40–60 см) до 125,2 см (на шарі 0–20 см). Незважаючи на те, що на шарі 40–60 см рослини були найнижчими, вони сформували найбільшу кількість бічних ортотропних пагонів – 108 шт. Водночас рослини, що зростали на шарі 0–20 см були найвищими, але кількість пагонів на них була найменшою – лише 70,7 шт. За врожайністю надземної сухої біомаси дворічні та трирічні рослини не дуже відрізнялися. В результаті продуктивність становила 4,6–7,1 т/га. Порівняно з міскантусом, світчграс виявився більш адаптованим до вирощування на темно-сірій сланцевій глині. Його продуктивність на 10–30 % більша, ніж у міскантусу (рис.4.12). Шар 20–40 см виявився найбільш придатним для вирощування обох культур. Порівняно з іншими шарами, розвиток рослин у цьому варіанті був найкращим.

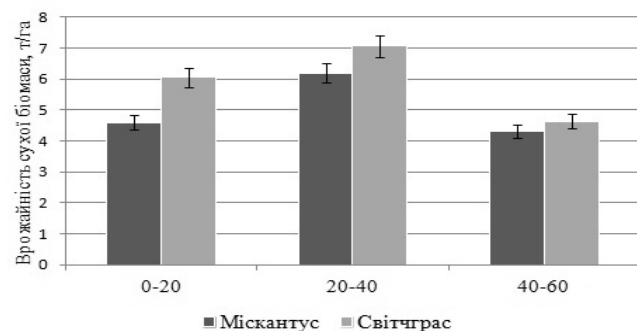


Рис. 4.12. Врожайність трирічних рослин міскантусу та світчграсу на темно-сірій сланцевій глині

Виходячи з отриманих протягом трьох та чотирьох років результатів дослідження, можемо констатувати, що серед гірничих субстратів найбільш сприятливими для вирощування міскантусу є лесоподібний суглинок, червоно-бура глина та їхня суміш. Темно-сіра сланцева глина не придатна для вирощування міскантусу як енергетичної культури через низьку продуктивність. Найкращими субстратами для світчграсу є червона-бура глина, лесоподібний та червоно-бурий суглинки, а також сіро-зелена глина. Варіанти з чорноземом та темно-сірою сланцевою глиною виявилися найгіршими за врожайністю. Тем не менш, продуктивність світчграсу на темно-сірій сланцевій глині вища за міскантусову, тому використання цього субстрату для отримання сировини світчграсу цілком доцільне.

4.3.3. Вплив ґрунтових домішок на врожайність міскантусу та світчграсу на малопродуктивних землях

Рослини міскантусу та світчграсу для польового експерименту були висаджені на технічній суміші, що складається з лесоподібного суглинка та червоно-бурої глини. Застосувалися такі ґрунтові добавки: попіл лушпиння соняшника у дозі 10 т/га; осад стічних вод (ОСВ) у кількості 10 т/га; суміш попелу лушпиння соняшника та осаду стічних вод (10 т/га); подвійна доза осаду стічних вод (20 т/га); мінеральне добриво з розрахунку $N_{60}:P_{60}:K_{60}$ кг/га. Усі добавки були внесені у ґрунт щорічно навесні у сухій формі. Контролем слугувала ділянка без внесення будь яких добавок.

У перший рік після посадки спостерігався активний ріст надземної та підземної біомаси. Наприкінці вегетаційного періоду висота рослин міскантусу складала від 85 до 100 см, світчграсу – від 105 до 120 см. Наприкінці першого вегетаційного сезону рослини міскантусу сформували 18–25 ортотропних пагонів на 1 м² діаметром 6,1–7,0 мм. Кількість бічних пагонів світчграсу складала від 72 до 100 шт/м². Їх середній діаметр становив 2,3–2,7 мм. Завдяки швидкому росту врожайність надземної сухої біомаси однорічних плантацій світчграсу виявилася вищою, ніж міскантусу. Але реакція останнього на внесення осаду стічних вод та мінерального добрива була більш сильною, що призвело до збільшення продуктивності у 2–2,3 рази. В результаті врожайність на цих ділянках світчграсу та міскантусу була майже однаковою (рис. 4.13).

Протягом другого року вирощування продуктивність міскантусу вже трохи перевищувала продуктивність світчграсу. На контрольних ділянках врожайність його надземної біомаси становила 5,04 т/га проти 4,3 т/га світчграсу. Реакція на підживлення також була більш виразною. Так, у варіанті з комбінацією золи та осаду стічних вод врожайність збільшилася на 45,2 %, на ділянці з осадом стічних вод – на 96,8 %.

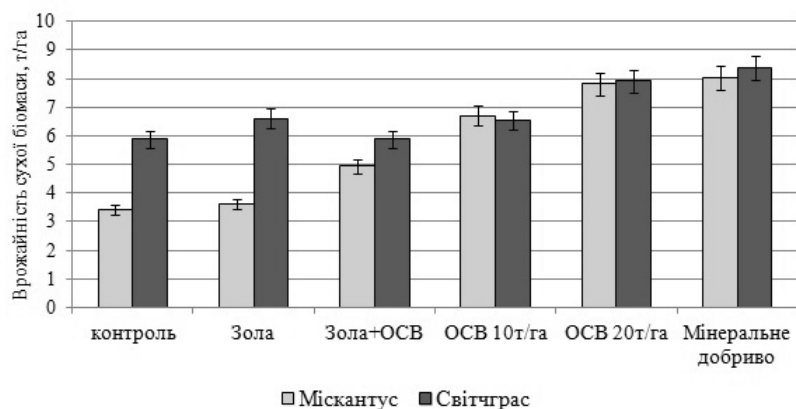


Рис. 4.13. Врожайність біомаси однорічних рослин міскантусу та світчграсу на ділянках з додаванням ґрунтових домішок

Додавання мінерального добрива та подвійної дози осаду стічних вод призвело до підвищення врожайності на 136,1 % та 130,1 % відповідно. Водночас приріст продуктивності світчграсу на ділянках з мінеральним добривом, осадом і комбінацією попелу та осаду становила лише 33–36 %. Тільки у варіанті з подвійною дозою осаду стічних вод врожайність зросла у два рази. Додавання попелу мало найслабший ефект (6–8 %) для обох видів, міскантусу й світчграсу. Таким чином, максимальна врожайність рослин другого року вирощування становила для міскантусу 11,6–11,9 т/га (2 ОСВ та мінеральне добриво), для світчграсу 8,4 т/га (2 ОСВ).

Зазвичай плантації міскантусу й світчграсу сягають 80–100 % продуктивності на третій рік вирощування (Clifton-Brown et al., 2000; Burlі et al., 2017). У цей період врожайність зазначених культур на малопродуктивних землях може варіювати від 6 т/га до 11 т/га для міскантусу та від 4,5 т/га до 7,5 т/га для світчграсу (Matta et al., 2013; Cherney et al., 2018; Scagline-Mellor et al., 2018). У нашому досліді у контрольних варіантах врожайність світчграсу та міскантусу була майже однаковою: 7,0 та 7,3 т/га відповідно. Як у попередні роки, додавання попелу та комбінації попелу з осадом мало незначний ефект. У випадку зі світчграсом мінеральне добриво також не спрацювало належним чином, тоді як в обох варіантах з осадом стічних вод продуктивність збільшилася на 114–145 %. На ділянках з міскантусом, навпаки, мінеральне добриво сприяло підвищенню врожайності на 70,6 %, а осад стічних вод 10 т/га – тільки на 40%. Додавання подвійної дози осаду стічних вод мало найкращий результат – 82,5 %. Через посушливі умови рослини міскантусу, на відміну від світчграсу, не мали змоги використати весь потенціал підживлення. В результаті наприкінці третього року вирощування максимальний урожай сухої біомаси становив 13,3 т/га для

міскантусу (2 ОСВ) та 14,5–17,1 т/га для світчграсу (ОСВ та 2 ОСВ відповідно).

На четвертий рік дослідження врожайність контрольних рослин світчграсу майже не змінилася, тоді як сприятливий водний режим призвів до збільшення врожайності контрольних рослин міскантусу майже удвічі. Таким чином, мінімальна продуктивність чотирирічних рослин світчграсу та міскантусу на технічній суміші склала 7,2 т/га та 13,6 т/га відповідно. (рис. 4.14).

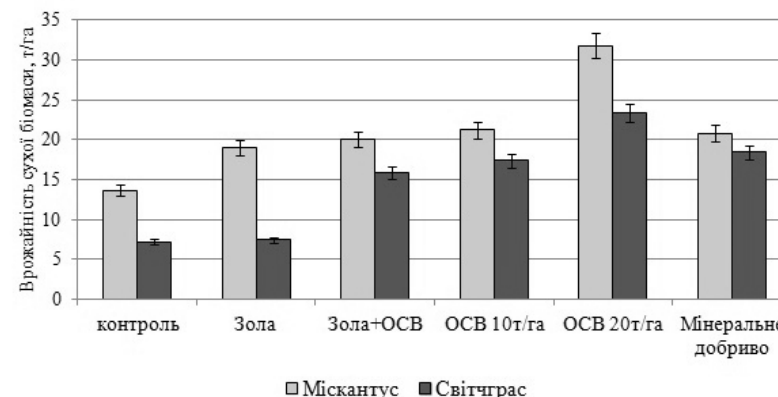


Рис. 4.14. Врожайність біомаси чотирирічних рослин міскантусу та світчграсу на ділянках з додаванням ґрунтових домішок

Внесення ґрунтових домішок сприяло підвищенню врожайності. Так само, як у попередні роки, додавання попелу мало найменший ефект, врожайність рослин на цих ділянках суттєво не відрізнялася від контролю. Найкращий ефект був отриманий від додавання осаду стічних вод у дозі 20 т/га. У цьому варіанті спостерігалось підвищення врожайності у 2,3 рази для міскантусу та у 3,2 рази для світчграсу. Таким чином, максимальна продуктивність світчграсу становила 23,3 т/га, міскантусу – 31,8 т/га.

Виходячи з отриманих результатів, можна констатувати, що на малопродуктивних землях, залежно від типу субстратів, світчграс здатен продукувати від 5 до 7,5 т/га сухої біомаси, міскантус – від 8 до 14 т/га. Однак світчграс проявляє більшу стабільність, ніж міскантус, врожайність якого сильно залежить від умов водного режиму. Тривала посуха може призвести до значних втрат врожаю цієї культури. Внесення ґрунтових добавок сприяє підвищенню продуктивності світчграсу та міскантусу у півтора, два і навіть у три рази. Найбільш ефективною добавкою є осад стічних вод, під впливом якого врожайність світчграсу може сягати 17,5–23,5 т/га, міскантусу – 21,0–32,0 т/га.

4.3.4. Акумуляція важких металів біомасою світчграсу та міскантусу

Серед досліджених гірничих субстратів темно-сіра сланцева глина відрізняється підвищеним вмістом важких металів. Концентрації цинку (валовий вміст), марганцю (рухлива форма) та свинцю майже дорівнює або перевищує гранично допустимі концентрації (табл. 4.3). Таким чином, вміст доступних рослинам важких металів варіює від 3–4 % (Zn та Cu) до 30–50 % (Mn та Pb).

Таблиця 4.3

Вміст важких металів у темно-сірій сланцевій глині, мг/кг

Шар глини	Валовий вміст важких металів, мг/кг				
	Zn	Cu	Mn	Pb	Fe
0–20 см	84,08 ± 0,40	24,133 ± 0,46	297,41 ± 1,69	24,09 ± 0,28	44445,66 ± 129,25
20–40 см	107,888 ± 0,53	30,89 ± 0,08	274,33 ± 0,78	30,09 ± 0,01	66043,25 ± 130,11
40–60 см	94,349 ± 0,34	27,31 ± 0,06	145,47 ± 0,52	24,84 ± 0,20	60871,89 ± 419,44
ГДК	87,0	53,0	1500,0	32,0	–
Шар	Вміст важких металів, мг/кг (рухлива форма)				
	Zn	Cu	Mn	Pb	Fe
0–20 см	2,54 ± 0,01	1,0 ± 0,006	146,78 ± 2,35	6,85 ± 0,05	24,02 ± 0,13
20–40 см	3,14 ± 0,02	0,844 ± 0,03	98,115 ± 1,14	6,650 ± 0,13	42,44 ± 0,09
40–60 см	2,69 ± 0,01	1,196 ± 0,01	40,20 ± 0,86	8,19 ± 0,36	30,23 ± 0,14
ГДК	23,0	3,0	140,0	6,0	–

Таким чином, вміст доступних рослинам важких металів варіює від 3–4 % (Zn та Cu) до 30–50 % (Mn та Pb).

При вирощуванні енергетичних культур на забруднених важкими металами ґрунтах є загроза накопичення шкідливих речовин у наземній біомасі, що використовується як сировина для біопалива. Тому в таких випадках перевага повинна надаватися рослинам, здатним до запобігання трансферу металів з коренів до надземної біомаси. Визначення вмісту важких металів у надземній частині рослин світчграсу та міскантусу на темно-сірій сланцевій глині показало, що концентрація важких металів та коефіцієнт біологічного накопичення були доволі низькими (табл. 4.4). Тобто акумуляція важких металів цими рослинами здійснюється переважно кореневою системою. Отримані дані співвідносяться з результатами, наданими у публікаціях інших науковців (Pidlisnyuk et al., 2014; Korzeniowska and Stanislawski-Glubiak, 2015; Zhang et al., 2015; Pogrzeba et al., 2017). Така властивість є перевагою міскантусу та світчграсу, яка дозволяє одночасно використовувати ці рослини як фітостабілізатори та енергетичні культури на забруднених територіях.

Таблиця 4.4

Вміст важких металів у надземній біомасі світчграсу та міскантусу, вирощених на темно-сірій сланцевій глині

Шар глини	Вміст важких металів, мг/кг				
	Коефіцієнт біологічного накопичення				
	Zn	Cu	Mn	Pb	Fe
Міскантус					
0–20 см	$\frac{19,89 \pm 2,40}{0,24}$	$\frac{3,21 \pm 0,30}{0,13}$	$\frac{30,53 \pm 3,50}{0,10}$	$\frac{2,71 \pm 0,12}{0,11}$	$\frac{369,86 \pm 32,10}{0,01}$
20–40 см	$\frac{15,81 \pm 1,20}{0,15}$	$\frac{2,44 \pm 0,18}{0,08}$	$\frac{15,38 \pm 1,90}{0,06}$	$\frac{1,67 \pm 0,11}{0,05}$	$\frac{229,28 \pm 22,05}{0,003}$
40–60 см	$\frac{13,26 \pm 1,41}{0,14}$	$\frac{1,91 \pm 0,20}{0,07}$	$\frac{30,11 \pm 2,50}{0,21}$	$\frac{1,84 \pm 0,14}{0,07}$	$\frac{134,45 \pm 12,00}{0,002}$
Світчграс					
	Zn	Cu	Mn	Pb	Fe
0–20 см	$\frac{48,15 \pm 3,87}{0,57}$	$\frac{3,16 \pm 0,21}{0,13}$	$\frac{13,91 \pm 1,25}{0,05}$	$\frac{1,23 \pm 0,10}{0,05}$	$\frac{120,64 \pm 10,67}{0,003}$
20–40 см	$\frac{33,45 \pm 2,61}{0,31}$	$\frac{3,74 \pm 0,35}{0,12}$	$\frac{12,31 \pm 1,76}{0,04}$	$\frac{0,96 \pm 0,06}{0,03}$	$\frac{188,07 \pm 13,63}{0,003}$
40–60 см	$\frac{28,79 \pm 1,95}{0,30}$	$\frac{2,56 \pm 0,19}{0,09}$	$\frac{31,9 \pm 2,58}{0,22}$	$\frac{1,29 \pm 0,10}{0,05}$	$\frac{423,53 \pm 33,15}{0,007}$

Порівняльний аналіз накопичувальної здатності міскантусу та світчграсу показав, що інтенсивність накопичення таких металів, як марганець та мідь, майже однакова для обох культур. Міскантус трохи активніше акумулює свинець, тоді як світчграс здатен накопичувати цинк у 2,0–2,5 рази більше, ніж міскантус.

Різні шари темно-сірої сланцевої глини мають свої специфічні особливості, що впливають на інтенсивність акумуляції. Так, було виявлено, що для міді, цинку та свинцю вона була найбільшою на верхньому шарі 0–20 см. Марганець, навпаки, активніше накопичувався на глибокому шарі 40–60 см. Ця тенденція притаманна обом дослідженим енергетичним злакам.

Додавання різних підживлювальних домішок у субстрат може впливати на характер поглинання важких металів рослинами. Окрім того, осад стічних вод може містити деяку кількість доступних рослинам важких металів, що можуть потрапити у сировину (Singh and Aqrawal, 2007; Zhou et al., 2014; Antonkiewicz et al., 2018).

У польовому досліді на технічній суміші у біомасі рослин міскантусу та світчграсу вміст марганцю та свинцю був вищий ніж на темно-сірій сланцевій глині Міскантус накопичував важкі метали інтенсивніше за світчграс на 20–30%. На ділянках з застосуванням добавок, вміст марганцю та цинку також був вище у міскантусу. У цей же час, мідь та свинець накопичувались більш активно у біомасі світчграсу (табл. 4.5).

Таблиця 4.5

Вміст важких металів у біомасі світчграсу та міскантусу та технічній суміші гірничих порід з додаванням ґрунтових домішок, мг/кг

Метали	Контроль	Попіл	Попіл+осад стічних вод	Осад стічних вод, 10 т/га	Подвійна доза осаду стічних вод, 20 т/га	Мінеральн е добриво
Міскантус						
Fe	159,9 ± 1,22	246,7 ± 0,92	250,7 ± 1,04	242,5 ± 0,87	262,7 ± 1,19	179,6 ± 0,85
Mn	62,0 ± 0,36	142,5 ± 0,91	151,3 ± 1,12	138,6 ± 1,53	163,5 ± 1,71	118,1 ± 0,98
Zn	14,6 ± 0,26	26,0 ± 0,25	27,4 ± 0,23	24,0 ± 0,26	29,3 ± 0,22	18,0 ± 0,26
Cu	5,4 ± 0,11	7,8 ± 0,15	8,8 ± 0,17	8,6 ± 0,21	14,3 ± 0,23	6,3 ± 0,11
Pb	6,4 ± 0,18	8,4 ± 0,12	9,2 ± 0,15	10,4 ± 0,26	12,1 ± 0,11	6,4 ± 0,11
Світчграс						
Fe	129,5 ± 0,74	181,0 ± 0,93	211,0 ± 1,20	205,1 ± 1,25	250,0 ± 1,51	195,0 ± 0,64
Mn	49,5 ± 0,56	78,3 ± 0,59	83,5 ± 0,71	84,8 ± 0,91	112,0 ± 1,28	67,6 ± 0,78
Zn	11,0 ± 0,17	16,0 ± 0,26	17,3 ± 0,20	19,0 ± 0,26	24,6 ± 0,32	14,5 ± 0,21
Cu	4,2 ± 0,11	8,4 ± 0,23	9,1 ± 0,15	7,8 ± 0,15	18,2 ± 0,15	6,2 ± 0,06
Pb	4,5 ± 0,11	8,6 ± 0,17	8,3 ± 0,11	11,0 ± 0,17	14,2 ± 0,21	6,4 ± 0,10

Було виявлено, що ґрунтові домішки мали модифікаційну дію на фізичні та хімічні властивості субстрату та сприяли підвищенню доступності важких металів для рослин. Серед добавок мінеральне добриво мало найменший ефект, подвійна доза осаду стічних вод – найбільший. Окрім того, дія однієї добавки на поглинання різних металів була неоднаковою. Так, у досліді з міскантусом додавання мінерального добрива взагалі не вплинуло на акумуляцію свинцю, мало незначний ефект на накопичення заліза (12,3 %), міді (16,7 %) та цинку (23,3 %) й призвело до значного, на 90,5 %, підвищення акумуляції марганцю (рис. 4.15).

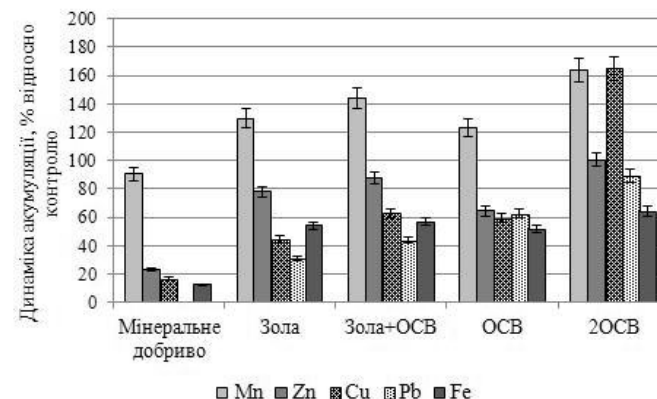


Рис. 4.15. Ефект додавання ґрунтових домішок на акумуляцію важких металів надземною біомасою міскантусу

Найбільший ефект від додавання золи, осаду стічних вод та їхніх комбінації був отриманий для марганцю (123–130 %). Вміст цинку підвищився на 65–88 %, інших металів – від 30 до 62 %. Внесення подвійної дози осаду стічних вод призвело до збільшення вмісту заліза на 64,3 %, свинцю та цинку – на 89,1 % та 100,7 % відповідно. Найбільший ефект був отриманий для марганцю та міді, вміст яких у надземній біомасі підвищився у 2,6 рази.

У досліді зі світчграсом мінеральне добриво також мало найменший вплив на акумуляцію важких металів порівняно з іншими домішками. Однак якщо у випадку з міскантусом ефект був неоднорідним, у варіанті зі світчграсом інтенсивність накопичення усіх металів збільшилася майже однаково, в межах 32–47 % (рис. 4.16).

Додавання золи та золи з осадом сприяло підвищенню акумуляції цинку на 45–57 %, марганцю та свинцю – на 60–90 %, цинку – на 100–117 %. Осад стічних вод мав найбільший вплив на акумуляцію свинцю (144,5%). Вміст інших металів збільшився на 72–86 %. Внесення подвійної дози осаду стічних вод призвело до значної активації накопичення важких металів біомасою світчграсу. В результаті порівняно з контролем вміст цинку та марганцю збільшився у 2,3–2,6 рази, свинцю – у 3,1 рази, міді – у 4,3 рази. Незважаючи на відносно низький вміст елементів у надземній біомасі міскантусу та світчграсу, щорічний винос важких металів з урожаєм може бути значним. Було виявлено, що винос елементів з чотирирічних плантацій міскантусу більший, ніж світчграсу, але, враховуючи, що врожайність міскантусу може значно варіювати залежно від погодних умов (водозабезпечення), це співвідношення може змінюватися за роками.

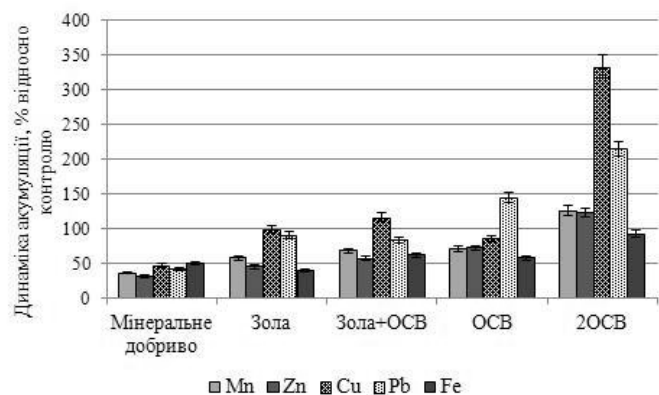


Рис. 4.16. Ефект додавання ґрунтових домішок на акумуляцію важких металів надземною біомасою світчграсу

Додавання ґрунтових домішок сприяє збільшенню продуктивності та інтенсифікації акумуляції важких металів. Тому виніс елементів з біомасою також підвищується. Було з'ясовано, що попіл має найменший ефект і збільшує поглинання марганцю у 1,6 рази (світчграс) та у 3,2 рази (міскантус). Подвійна доза осаду стічних вод має найвищий ефект і збільшує поглинання у 6,2 (міскантус) та 7,2 рази (світчграс). Таким чином, найбільший винос марганцю з плантацій міскантусу склав 5199,3 г/га, з плантацій світчграсу 2609,6 г/га (рис. 4.17). Накопичення заліза міскантусом залежно від варіанту дослідження збільшилося у 2,2–3,8 рази, світчграсу – в 1,4–6,2 рази.

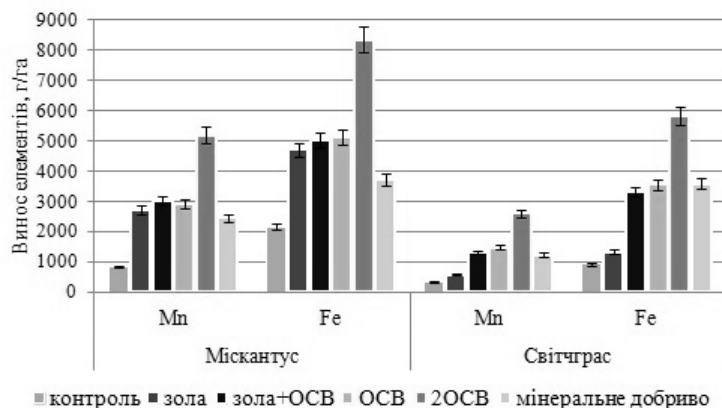


Рис. 4.17. Винос марганцю та заліза надземною біомасою чотирирічних рослин міскантусу та світчграсу

На накопичення цинку, міді та свинцю світчграсом вплив золи також був найменшим. У випадку з міскантусом найслабший ефект був відмічений у варіанті з мінеральним добривом. Найбільший винос усіх важких металів біомасою обох енергетичних культур був отриманий від внесення подвійної дози осаду стічних вод (рис. 4.18).

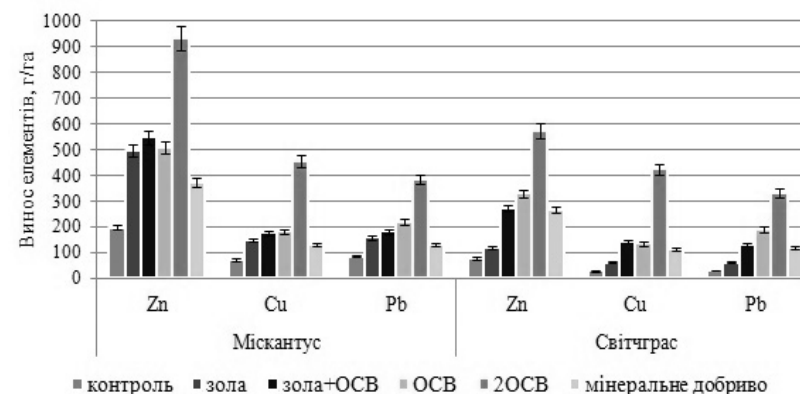


Рис. 4.18. Винос цинку, міді та свинцю надземною біомасою чотирирічних рослин міскантусу та світчграсу

В результаті, накопичення цинку збільшилося у 4,7 рази (міскантус) та у 7,2 рази (світчграс), міді у 6,2 рази (міскантус) та у 14,0 разів (світчграс), свинцю – в 4,4 рази (міскантус) та у 10,2 рази (світчграс). Таким чином, найбільший винос елементів біомасою міскантусу становив 931,7 г/га (цинк), 454,7 г/га (мідь), 384,8 г/га (свинець). Найбільший винос елементів біомасою світчграсу був меншим за міскантус у 1,1–1,6 разів та становив 573,2 г/га (цинк), 424,1 г/га (мідь) та 330,9 г/га (свинець).

4.3.5. Теплові характеристики біомаси міскантусу і світчграсу вирощеної на гірничих субстратах. Вплив ґрунтових домішок на теплову поведінку біомаси

Хімічний склад та теплові характеристики сухої біомаси міскантусу та світчграсу схожі між собою. Основним складовим компонентом є целюлоза (42–50 %); геміцелюлози, що складаються з різних полісахаридів, становлять 22–30 %; лігнін забезпечує жорсткість клітинної структури та міститься у межах 20–25 % (Yan et al., 2010; Brosse et al., 2012; Friasa and Hao Feng, 2013; Aboytes-Ojeda et al., 2016). Порівняно з деревинними культурами (особливо хвойними), геміцелюлоза міскантусу та світчграсу складається переважно із ксиланів, тоді як геміцелюлоза деревинної сировини містить значну частку інших полісахаридів

(табл. 4.6). Недоліком біомаси міскантусу та світчграсу можна вважати більш високу зольність, ніж у деревини (Tumuluru et al., 2012; Geng, 2018; Krutul et al., 2019). Енергетична цінність біомаси порівнюється до деревини і складає 17,0-19,0 МДж/кг.

Таблиця 4.6

Хімічний склад біомаси міскантусу та світчграсу та деревинних порід

Компоненти	Хімічний склад біомаси, %			
	Міскантус	Світчграс	Тополя	Сосна
Екстрактивні речовини	7,7–8,0	5,2–6,3	5,5–12,6	3,4–4,5
Глюкани	42,8–44,0	37,9–39,1	40,7–45,3	43,1–47,0
Ксилани	22,0–23,4	25,0–28,8	14,2–15,5	7,5–10,4
Арабінани та манани	6,5–7,8	5,7–6,2	4,8–5,9	13,3–14,0
Лігнін	23,9–24,5	20,1–22,7	20,8–24,9	27,5–29,9
Зола	2,7–4,6	1,7–2,1	0,1–0,3	0,2–0,3

Термічна деструкція біомаси здійснюється у три етапи: на першому випаровуються леткі речовини, на другому розкладаються основні компоненти (геміцелюлоза, целюлоза, лігнін) та утворюється вугілля, а на останньому завершується розпад лігніну та відбувається окиснення вугілля, що утворилося на попередній стадії. У цілому термічна деградація біомаси представлена сумою теплових реакцій розкладання окремих складових. При цьому інтервали деструкції компонентів частково перекриваються (Prins et al., 2006; Shen et al., 2009).

Умови зростання можуть впливати на теплові характеристики біомаси. Зміни в тепловій поведінці в основному зумовлені екстрактивними речовинами, що є досить схильними до впливу факторів навколишнього середовища (Boateng et al., 2006). В цьому досліді термічний розпад стеблової біомаси міскантусу залежно від типу субстрату й відбувався за температури від 20–70°C до 540–640°C, світчграсу від 30–50°C до 530–690°C (табл. 4.7).

У біомасі міскантусу рослин, що зростали на темно-сірій сланцевій глині, термоліз починався раніше, за температури 20–30°C; у рослин, що зростали на червоно-бурій глині – пізніше, за температури 70°C. Найбільш тривалим перший етап деструкції був у біомасі, вирощеній на ТСГ 20–40 см.

Таблиця 4.7

Показники термальної деструкції біомаси міскантусу та світчграсу на різних гірничих субстратах

Тип субстрату	Температурний інтервал, °C Втрата ваги, %				Частка залишкової маси, %
	Міскантус, стебла				
НШЧ*	<u>65–160</u> 6,2	<u>160–270</u> 20,2	<u>270–380</u> 33,8	<u>380–630</u> 32,0	7,8
ЧБГ	<u>70–150</u> 6,46	<u>150–280</u> 26,47	<u>280–380</u> 30,5	<u>380–610</u> 31,51	5,06
ТС	<u>60–150</u> 5,66	<u>150–280</u> 26,66	<u>280–400</u> 37,57	<u>400–580</u> 24,44	5,67
ТСГ 0-20	<u>20–160</u> 9,0	<u>160–270</u> 19,8	<u>270–380</u> 33,4	<u>380–580</u> 25,8	12,0
ТСГ 20-40	<u>30–180</u> 8,6	<u>180–280</u> 19,8	<u>280–390</u> 33,2	<u>390–640</u> 25,8	12,6
ТСГ 40-60	<u>30–170</u> 8,0	<u>170–280</u> 18,8	<u>280–380</u> 29,2	<u>380–640</u> 30,8	13,2
Міскантус, листя					
НШЧ	<u>40–170</u> 10,5	<u>170–270</u> 17,38	<u>270–390</u> 37,16	<u>390–600</u> 29,9	5,06
ЧБГ	<u>55–150</u> 6,8	<u>150–260</u> 17,6	<u>260–360</u> 34,4	<u>360–570</u> 30,8	10,4
ТС	<u>50–160</u> 7,03	<u>160–280</u> 22,72	<u>280–380</u> 33,36	<u>380–540</u> 27,34	9,55
Світчграс, стебла					
ТС	<u>50–170</u> 6,08	<u>170–290</u> 33,92	<u>290–350</u> 22,0	<u>350–570</u> 33,2	4,8
ТСГ 0-20	<u>40–180</u> 7,6	<u>180–390</u> 52,0		<u>390–690</u> 29,2	11,2
ТСГ 20-40	<u>40–170</u> 10,9	<u>170–360</u> 52,9		<u>360–530</u> 26,6	9,6
ТСГ 40-60	<u>30–170</u> 8,0	<u>170–290</u> 28,0	<u>290–400</u> 30,6	<u>400–570</u> 24,0	9,4
Світчграс, листя					
ТС	<u>30–170</u> 9,2	<u>170–290</u> 28,8	<u>290–370</u> 25,8	<u>370–550</u> 28,6	7,6
НШЧ – насипний шар чорнозему, ЧБГ – червоно-бура глина, ТС – технічна суміш глини, ТСГ – темно-сіра сланцева глина					

Найменша швидкість випаровування летких речовин була притаманна біомасі з варіанту на технічній суміші, а найвища – у біомасі,

вирощений на ТСГ 0–20 см. Крім того, у цьому варіанті пік розпаду був зміщений у зону менших температур (рис. 4.19). Цей етап характеризується переважно ендотермічними реакціями та невеликим відсотком втрати маси.

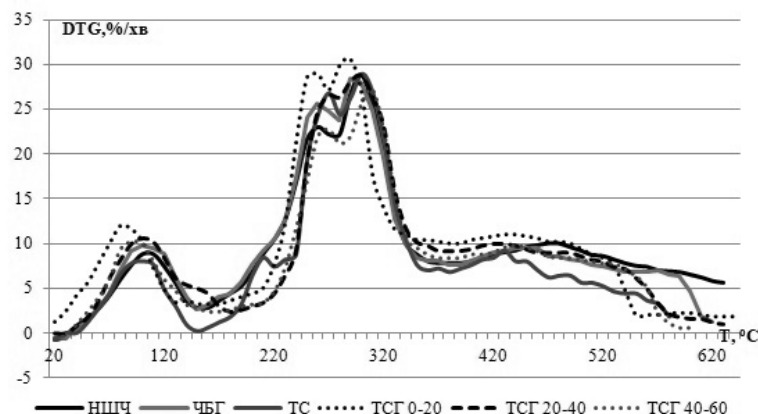


Рис. 4.19. Термічне розкладання стеблової біомаси міскантусу, вирощеного на різних гіричних субстратах

Процес розкладання основних компонентів біомаси супроводжується ендотермічними реакціями. Основне розкладання геміцелюлози відбувалося в температурному інтервалі 160–280°C. У варіанті ТСГ 0–20 см цей етап був найкоротшим та проходив з найбільшою швидкістю. Пік деструкції був зафіксований за температури 260–270°C. Втрата ваги варіювала у межах 20–27%.

На етапі розкладання целюлози суттєвих відмінностей між варіантами не спостерігалось. Дана стадія проходила в температурному інтервалі 280–390°C. Найвища швидкість варіювала від 27,2 %/хв. (варіант ТСГ 40–60) до 30,6 %/хв. (варіант ТСГ 0–20). Пік деструкції відмічався за температури 290–300°C. Втрата ваги була на рівні 30–38%.

Останній етап термолізу відбувається з невисокою швидкістю без явно виражених піків. Найбільш тривалою вказана стадія була у варіантах НШЧ та ТСГ 0–20см, найбільш короткою – на технічній суміші (ТС).

Найбільш повне згоряння стеблової біомаси спостерігалось у варіантах з червоно-бурою глиною та технічною сумішшю. Після згоряння сировини, вирощеної на темно-сірій сланцевій глині, частка залишкової маси була значно більшою, ніж у інших варіантах.

Листкова біомаса міскантусу має меншу енергію активації, тому процес термолізу починається за менших температур, процес коротший,

ніж у стебловій біомасі. Крім того, у листках утримується трохи більше легколетких компонентів та золи.

Якщо розкладання біомаси міскантусу проходить у чотири етапи з чітко виразними піками, у світчграсу стадії теплової деградації геміцелюлози та целюлози у деяких варіантах дослідів перекриваються і на кривих DTG спостерігається тільки один пік у даній області (рис. 4.20). Початок термолізу відбувається за температури 30–50°C. Перша стадія випаровування води та легколетких компонентів закінчується за температури 170–180°C. У варіанті з ТСГ 20–40 см швидкість проходження цього етапу та втрати маси були найбільшими.

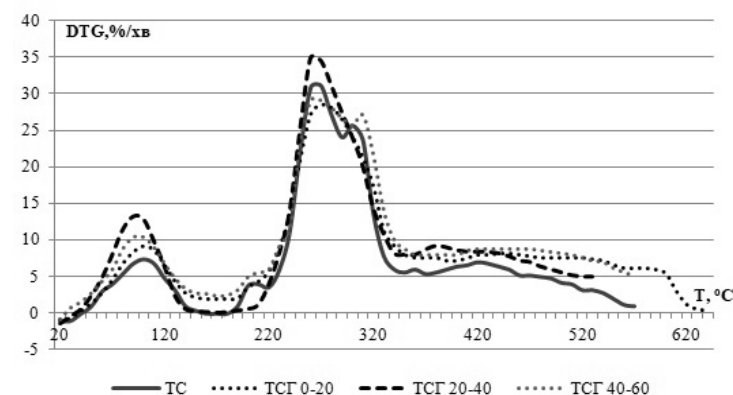


Рис. 4.20. Термічне розкладання стеблової біомаси світчграсу, вирощеного на різних гіричних субстратах

Етап розкладання основних компонентів біомаси у варіантах на технічній суміші та ТСГ 40–60 см був поділений на дві стадії з відповідними піками деградації геміцелюлози за температури 260°C та целюлози за температури 310°C. У варіантах ТСГ 0–20 см та ТСГ 20–40 см розкладання целюлози починається раніше, тому на кривих DTG можна побачити тільки один пік. Втрата маси на другому етапі перебуває у межах 52,0–58,6 %.

Останній етап перебігає в діапазоні температур від 350°C до 690°C. Швидкість розкладання лігніну та утворення залишку була найвищою у варіанті ТСГ 20–40 см. Найбільш повне згоряння біомаси спостерігалось у варіанті ТС. Втрата маси становило від 24,0 % (ТСГ 40–60 см) до 33,2 % (ТС).

Додавання ґрунтових підживлювальних добавок впливає на перебіг термохімічних реакцій у біомасі міскантусу та світчграсу. Було виявлено, що у листовій біомасі міскантусу кількість легколетких компонентів зменшилася від 14,6 % (варіант із подвійною дозою ОСВ) до 22,8 %

(варіант з попелу). Також перша стадія термолізу відбувалася за більш високих температур. Інтервал деградації геміцелюлози також був зміщений у високотемпературний діапазон. Тому пік деструкції був майже замаскований піком розкладання целюлози, що відобразилося на кривих DTG (рис. 4.21). Швидкість проходження усіх чотирьох стадій у дослідних варіантах була у 2–4 рази нижче ніж у контролі, частка залишкової маси збільшилася від 21 % (варіант 2ОСВ) до 65 % (варіант Зола). Крім того, теплові ефекти у варіантах з добавками були менші від контрольних майже на усіх етапах термолізу (рис. 4.22).

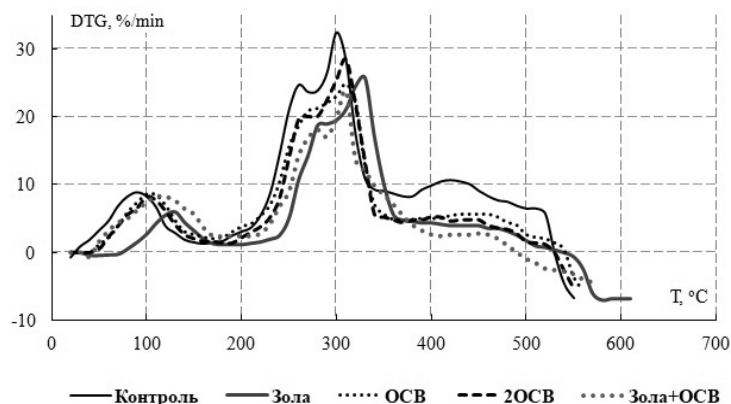


Рис. 4.21. Термограма розкладання листової біомаси міскантусу за умов додавання ґрунтових домішок у технічну суміш гірничих порід

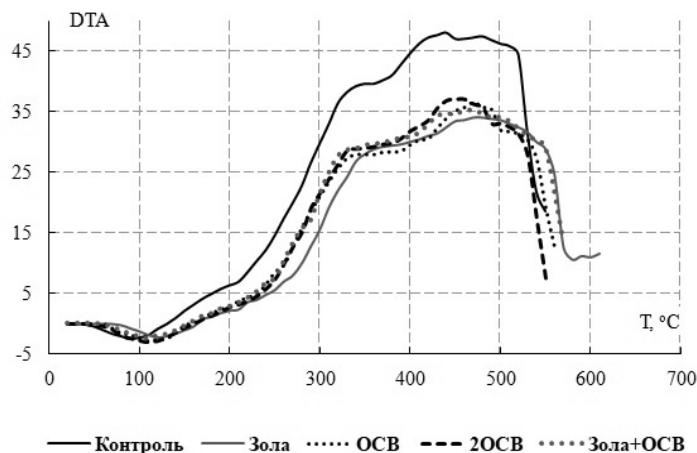


Рис. 4.22. Теплові ефекти термолізу листової біомаси міскантусу за умов додавання ґрунтових домішок у технічну суміш гірничих порід

На термоліз стеблової біомаси міскантусу ґрунтові домішки не мали будь-якого суттєвого ефекту. Тільки у варіанті з комбінацією попелу та осаду стічних вод деструкція геміцелюлози та целюлози відбувалася активніше на 8–13 % (рис. 4.23).

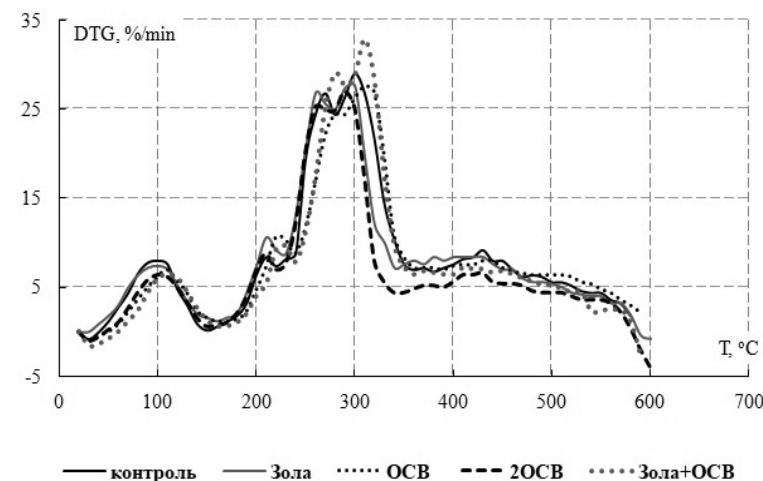


Рис. 4.23. Термограма розкладання стеблової біомаси міскантусу за умов додавання ґрунтових добавок у технічну суміш гірничих порід

Аналогічно листовій біомасі частка залишкової маси у дослідних варіантах збільшилася, але меншою мірою, лише на 2,3–14,1 %. Тільки додавання попелу сприяло збільшенню залишкової маси на 32,9 %. Додавання ґрунтових домішок не робило ніякого впливу на термічні ефекти згоряння стеблової біомаси.

У листовій біомасі світчграсу ґрунтові добавки сприяли зменшенню вмісту води та легколетких сполук на 17,4–37,0 % і уповільненню процесу їхнього розкладання. Деструкція геміцелюлози у варіанті з осадом стічних вод проходила повільніше на 22,5–25,5 %, а у варіантах із попелом та її комбінацією з ОСВ, навпаки, швидше на 1,0–12,6 %, ніж у контролі. Розкладання целюлози у варіанті попіл+ОСВ відбувалося швидше (на 31,6–70,5 %), ніж у контролі та інших варіантах дослідження (рис. 4.24).

Процес деструкції лігніну в усіх дослідних варіантах був у 2,2–4,7 рази повільнішим, ніж у контролі; частка залишкової маси збільшилася на 50,0–73,%. Величина теплового ефекту контрольних зразків була вищою за дослідні майже на усіх етапах термолізу (рис. 4.25).

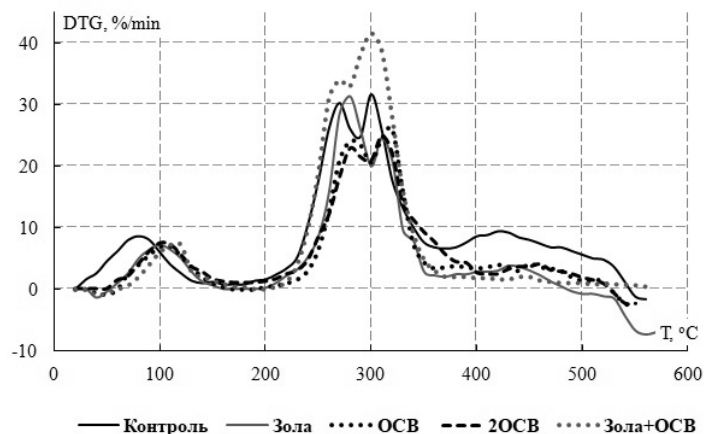


Рис. 4.24. Термограма розкладання листової біомаси світчграсу за умов додавання ґрунтових домішок у технічну суміш гірничих порід

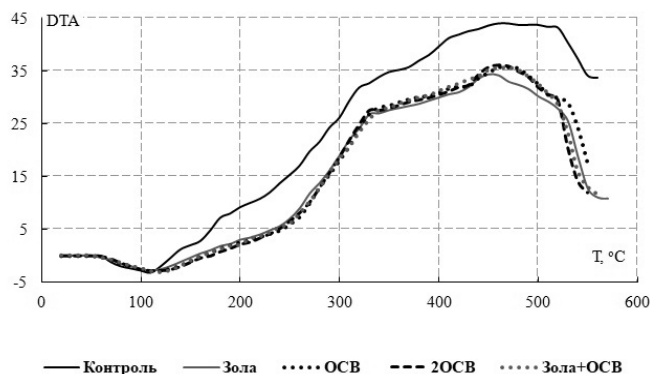


Рис. 4.25. Теплові ефекти термолізу листової біомаси світчграсу за умов додавання ґрунтових домішок у технічну суміш гірничих порід

У стебловій біомасі світчграсу перша стадія термолізу проходила схожим чином в усіх варіантах дослідів, вміст легколетких компонентів зменшився порівняно з контролем на 7,2–20,0 %. Деструкція геміцелюлози була повільнішою за контроль в усіх дослідних варіантах (рис. 4.26). У процесі розкладання целюлози та лігніну особливих відмінностей між контрольним та дослідними варіантами не спостерігалось. Тільки у двох варіантах (попіл та попіл+OCB) відзначалося збільшення частки залишкової маси на 50 % та 60 % відповідно.

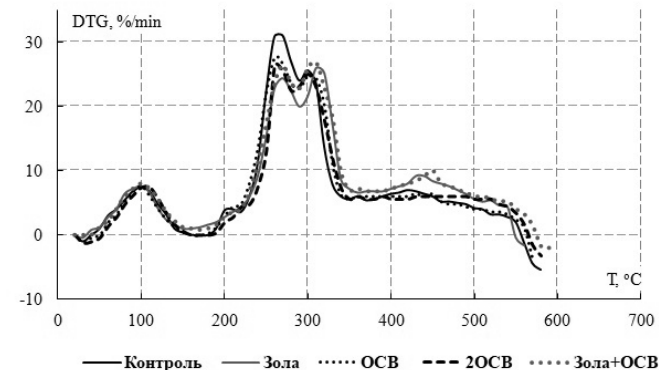


Рис. 4.26. Термограма розкладання стеблової біомаси світчграсу за умов додавання ґрунтових домішок у технічну суміш гірничих порід

За показниками енергії активації біомаса світчграсу, вирощена на ділянках без додавання ґрунтових добавок, мала більш високу термічну стабільність (на 14,1 %) порівняно з біомасою міскантусу (табл. 4.8).

Таблиця 4.8
Енергія активації термічної деградації біомаси міскантусу та світчграсу за умов додавання ґрунтових домішок

Варіант дослідів	Листкова біомаса		Стеблова біомаса	
	Енергія активація, кДж/моль		Енергія активація, кДж/моль	
	Початкова стадія термолізу	Етап розкладання основних компонентів	Початкова стадія термолізу	Етап розкладання основних компонентів
Міскантус				
Контроль	49,56	48,43	54,03	46,81
Зола	69,13	57,49	43,34	42,78
OCB	43,78	49,40	67,46	46,74
2OCB	47,29	50,77	46,73	46,74
Зола+OCB	51,93	53,01	61,87	52,50
Світчграс				
Контроль	55,28	51,23	78,39	52,90
Зола	56,92	54,94	49,82	54,95
OCB	71,00	58,04	46,23	48,45
2OCB	77,52	45,50	64,41	59,31
Зола+OCB	72,94	55,40	52,23	49,89

Додавання попелу сприяло підвищенню термостабільності листової біомаси міскантусу на початковій стадії термолізу на 39,5%, на стадії розкладання основних компонентів – на 18,7 %. Ефект інших добавок був незначним. Термостабільність стеблової біомаси на початковій стадії термолізу збільшилася на 25 % у варіанті з ОСВ та зменшилася на 20 % у варіанті з попелом. В інших варіантах дослідження показників енергії активації не перевищували 14 %. На стадії розкладання основних компонентів додавання ґрунтових добавок не мало впливу на термостабільність стеблової біомаси міскантусу.

У листовій біомасі свіччграсу додавання осаду стічних вод та його комбінації з золою сприяло підвищенню термічної стабільності на початковій стадії термолізу на 28,4–40,2 %. На стадії деструкції основних компонентів не було виявлено значних змін у показниках енергії активації за умов додавання ґрунтових добавок. У стебловій біомасі значні зміни були також виявлені тільки на початковому етапі. Спостерігалось зменшення термостабільності у дослідних варіантах на 33,4–41,0 % порівняно з контролем.

Узагальнювальним параметром, що визначає теплові характеристики біомаси є вихід твердого біопалива та вихід енергії. Розрахунок, зроблений для трирічних плантацій міскантусу та свіччграсу, показав, що найменший вихід твердого біопалива та енергії рослини дають на темно-сірій сланцевій глині: 5–7 т/га, що відповідає 80–120 ГДж/га. Для міскантусу найбільший вихід твердого біопалива (13–13,7 т/га) та енергії (210–219 ГДж/га) на рекультивованих землях можна отримати на лесоподібному суглинку та суміші суглинку та червоно-бурої глини. Для свіччграсу найбільший вихід твердого палива (11,5–11,8 т/га) та відповідно енергії (196–203 ГДж/га) дають субстрати: червоно-бурий суглинок, червона-бура глина та сіро-зелена глина.

Застосування ґрунтових домішок є доцільним для підвищення виходу біопалива та енергії на малопродуктивних рекультивованих землях. Застосування мінеральних добрив на плантаціях з міскантусом може збільшити вихід енергії до 360–370 ГДж/га, застосування осаду стічних вод залежно від дози внесення – до 370–560 ГДж/га. Додавання золи та суміші золи з осадом стічних вод має менший ефект та дозволяє збільшити вихід енергії до 330–350 ГДж/га.

На відміну від міскантусу, на плантаціях зі свіччграсом додавання золи майже не впливає на підвищення виходу твердого палива та енергії. Суміш золи та осаду стічних вод дозволяє збільшити вихід енергії лише до 270 ГДж/га. Мінеральне добриво підвищує вихід енергії до 310–320 ГДж/га. Внесення осаду стічних вод дозволяє отримати найкращий результат та збільшити вихід енергії до 300–400 ГДж/га.

5. ОЦІНКА ПОТЕНЦІАЛУ ЕНЕРГЕТИЧНИХ ДЕРЕВНИХ КУЛЬТУР НА РЕКУЛЬТИВОВАНИХ ЗЕМЛЯХ

5.1. Технології вирощування деревних порід для отримання біопаливної сировини

У сучасному світі використання викопного палива постійно зростає та залишається домінуючим у енергозабезпеченні. Це призводить до збільшення викидів вуглекислого газу в атмосферу, наслідком чого є порушення екологічного балансу. В цьому аспекті біоенергетика з біомаси має значний потенціал для сприяння скороченню викидів парникових газів і підтримці безпечного і сталого енергопостачання (Berndes et al., 2003; Sims et al., 2006. Farrell et al., 2006, Шпаар та Щербаков, 2007). Швидкорослі деревні культури є привабливим джерелом біомаси, оскільки вони здатні відповідати багатьом агрономічним, екологічним і соціальним параметрам, пов'язаним з успішним використанням їх як джерела енергії. Верба, тополя, айлант, маслинка, робінія, береза та інші володіють багатьма характеристиками, необхідними для спеціальних енергетичних культур, що робить їх відмінним вибором в ролі вихідної сировини. Плантації швидкорослих рослин забезпечують максимально ефективний вихід біопалива на 3–4 рік з початку їх закладки і надалі експлуатуються протягом 20–25 років. Насадження швидкорослих деревних порід дозволяють отримувати деревину, яка використовується як поновлюване джерело енергії, що забезпечує «нейтральність» відносно до викидів CO₂. Такі енергетичні плантації успішно закладаються на малопродуктивних ґрунтах різного механічного складу, а також використовуються для відновлення порушених земель (Gelfand, et al., 2013; Schweier and Becker, 2013; Saha and Eckelman, 2015; Feng et al., 2017). Енергоплантації мають високий природоохоронний потенціал, сприяють збереженню біорізноманіття, захищають ґрунти від водної та вітрової ерозії та ін. Крім того, дерева не вимагають такої кількості пестицидів для успішного культивування, як традиційні сільськогосподарські рослини (рапс, кукурудза, пшениця тощо). Деревні культури мають добре розвинену кореневу систему, що глибоко проникає в ґрунт, ефективно використовують воду і поживні речовини. Відсутність необхідності постійної обробки ґрунту сприяє поліпшенню його родючості та накопиченню гумусу.

Зазвичай енергетичні плантації створюються за умов більш щільної посадки рослин. Це дозволяє підвищити продуктивність деревинної біомаси у декілька разів порівняно зі звичайними насадженнями. Наприклад, ущільнені плантації верби, вільхи та тополі перший врожай

сухої біомаси у розмірі 10–15 т/га дають уже на 3–4-й рік після посадки. У подальшому такі самі врожаї можна отримувати кожні 3–4 роки протягом 25–30 наступних років. Отже, за 15 років існування плантації можна отримати 1200–1600 м³/га деревини, тоді як у звичайних лісопосадках такий самий об'єм буде сформований лише за 20–30 років. У середньому одноразово закладена плантація може бути використана для отримання 5–7 врожаїв деревини без зниження продуктивності.

Для закладання промислових плантацій слід обирати ділянки площею не менше 30 га. Це дозволяє використовувати техніку та є економічно доцільним. Щільність посадки не є постійним показником та залежить від схеми садіння. Зараз у Європі основними енергетичними деревними культурами для виробництва твердого палива є верба та тополя. Обидві культури мають схожі технології вирощування: плантації з дуже швидким та середнім оборотом. Вони різняться кількістю насаджень на гектар і частотою збору врожаю. У першому випадку щільність посадки – 10–15 тис. рослин на га, врожаї збирають інтервалом в 1 рік, діаметр стовбура на рівні зрізу становить 2–3 см. На плантаціях зі швидким оборотом на гектар висаджують 5–10 тис. рослин, врожаї збирають кожні 2–3 роки, діаметр стовбура на рівні зрізу досягає 10–12 см. В третьому випадку щільність посадки становить 1,3–3 тис. шт./га, збір врожаю виконують з інтервалом в 5–6 років, діаметр стовбура (на рівні близько 1,3 м) – до 15 см (Karacic et al., 2003; Dickmann, 2006; Broeckx et al., 2012).

Підготовка ґрунту, у тому числі й глибина оранки, залежить від механічного складу ґрунтів та ступеня їх задерніння. На ділянках ґрунту із сильним задернінням підготовку ґрунту слід вести за системою чорного або зайнятого пару, а при слабкому задернінні – шляхом зяблевої оранки. Глибина оранки на ґрунтах легкого механічного складу вибирається в межах 40–50 см, а на більш важких і щільних – 50–60 см.

Посадковий матеріал у вигляді живців заготовлюється у спеціальних розплідниках. Живці з маточних рослин збирають щорічно у період спокою рослин після опадання листя, зберігають у холодному місці. 400–600 маточних рослин достатньо для отримання посадкового матеріалу на 1 га площі. Закладання плантацій здійснюють навесні. Найбільш розповсюдженим методом посадки є стрічковий з відстанню між стрічками 140–150 см, між рядами у стрічці 75 см (Volk et al., 2004; Bhardwaj et al., 2017). Протягом декількох днів після посадки підземні бруньки живців починають розвиватися у корені, надземні дадуть нові пагони та листя. Для підтримання нормального росту коренів та надземних пагонів у цей період живцям потрібна певна кількість вологи у ґрунті; посушливі умови під час посадки та протягом наступних декількох тижнів можуть завдати значного збитку загальному стану новоствореної плантації. Для боротьби з бур'янами застосовують механічну культивування між рядами або використовують гербіциди.

В кінці першого (рік вкорінення) вегетаційного періоду рослини зазвичай обрізають близько до поверхні ґрунту, що стимулює зростання нових стебел наступної весни. Залежно від сорту кількість стебел може збільшитися від 1–4 до 8–13. Обрізка може бути проведена за допомогою насадки-косарки з гострим серпом на тракторі, яка підрізає стебла на висоті 4–8 см над землею (Tharakan et al. 2005).

Продуктивність сухої біомаси в рік створення плантації може досягати 2,0–2,5 т/га, але зазвичай ця біомаса не використовується, оскільки її збір для отримання біоенергії неекономічний. Альтернативна стратегія полягає в тому, щоб дозволити рослинам невпинно зростати протягом трьох років поспіль після посадки і збирати біомасу тільки після третього вегетаційного періоду, уникаючи таким чином надлишкових витрат. Для підвищення продуктивності, особливо на бідних ґрунтах, доцільно використовувати добрива, які вносять навесні перед культивуванням. Доведено, що застосування підживлення сприяє збільшенню продуктивності деревинної біомаси на 45–80 % (Coleman et al., 2006; Van den Driessche et al., 2008; Лис та ін., 2018; Гнап, 2018; Nelson et al., 2019; Волощук та ін., 2020).

Збір біомаси верби та тополі зазвичай проводиться, коли рослини перебувають у стані спокою. Збирання врожаю взимку, по мерзлому ґрунту знижує ймовірність його ущільнення і утворення колій. Є три різних стратегії збору біомаси верби та тополі. Перший здійснюється за допомогою самохідного кормозбирального комбайна, оснащеного спеціалізованими або модифікованими ріжучими головками. Пили на голівці зрізують стебла безпосередньо над ґрунтом приблизно на висоті 8–10 см. Далі вони направляються до роликів, які втягують їх у комбайн. Стебла подрібнюються ножами подрібнювача кормозбирального комбайна в однорідні стружки розміром 5 см і менше. Цей стандарт розмірів забезпечує хороші характеристики вантажно-розвантажувальних робіт і плинність на всіх етапах логістики. Кормозбиральний комбайн видає тріску по жолобу в буксирований причіп або вантажівку, що їде поруч з комбайном. Другий підхід до збору врожаю верби – зрізати стебла без розрізання на більш дрібні частки. Самохідний комбайн зрізує стебла за допомогою двох дискових пилок, а потім направляє їх конвеєром на полицю в задній частині машини. Після заповнення полиці стебла скидаються на край поля. Третій підхід полягає у зрізанні шматків стебла довжиною приблизно 20–25 см, з використанням комбайна для збирання цукрового очерету (Hartsough and Spinelli, 2001; Jirjis, 2005; Braun et al., 2010). У кожній стратегії збору врожаю є свої переваги і недоліки. Підхід нарізки та подрібнення більш економічний. Однак вміст вологи в трісці зазвичай становить 45–50 % від ваги врожаю, що потім сприяє зростанню грибів, які розкладають деревину, деградації біомаси і зниженню вмісту енергії на тону. Цей процес триває протягом терміну зберігання. Таким

чином, виробництво тріски під час збору врожаю найкраще досягається, коли біомаса буде використовуватися незабаром після постачання або коли тріска буде зберігатися в штабелях відповідних розмірів, щоб уникнути значного розкладання. Збір цілих стебел або заготовок дозволяє сушити біомасу на краю поля з невеликою деградацією і втратами енергії. Однак значні технологічні та капітальні витрати пов'язані з додатковими операціями обробки та обладнанням, необхідними для захоплення стебел та заготовок і їх подрібнення (Jirjis, 2005; Dickmann, 2006).

Оскільки вирощування верби та тополі на біоенергетичних плантаціях здійснюється з використанням посадкового матеріалу, отриманого шляхом мікроклонального розмноження, існує ймовірність значних втрат врожаю, якщо сорт виявився чутливим до факторів навколишнього середовища, зазнав пошкоджень або загинув у результаті хвороби або спалаху шкідників. Тому перед закладанням промислових плантацій необхідно провести випробування нових сортів, щоб визначити, чи є якась сприйнятливості до широко поширених в регіоні шкідників і патогенів. Також, незважаючи на успішні випробування сортів, з часом можуть виникнути відхилення в популяціях шкідників, вірулентність патогенів та незвичайні умови навколишнього середовища, які можуть пригнітити захисну систему окремих різновидів. Таким чином, щоб звести до мінімуму можливість великих втрат протягом більш ніж 20 років життя плантацій верби та тополі, рекомендується висаджувати генетично різноманітну суміш різновидів (Volk et al., 2004; Wullschlegel et al., 2005; Verlinden et al., 2013).

На відміну від тополі та верби, що вирощуються у коротких ротаціях зі щільною посадкою, павловнія вирощується у циклі 7–8 років, і відстань між рослинами значно більша від 2 до 4 м (Berdyn et al., 2017; Swiechowski et al., 2019). Зазвичай енергетичні плантації створюють з рослин-клонів гібридного походження (*Paulownia elongate* Ч *Paulownia fortunei*) отриманих шляхом мікроклонального розмноження: Clone 112, GOT 2, L1 тощо. Ділянки для посадки рослин готують восени: територію вирівнюють, видаляють бур'яни, розпушують ґрунт. Саджанці висаджують навесні з кінця квітня до третьої декади травня за схемою 3x2 м (для отримання біомаси) або 4x4 м (для отримання деревини). Такі схеми дозволяють використовувати механізовані засоби для догляду та збирання біомаси. Одразу після посадки рослини потрібно полити з розрахунку 5 л води на саджанець. Павловнія – це культура, що потребує досить великої кількості води для росту та розвитку. Тому в районах, де середньорічна кількість опадів менша ніж 600 мм, створення плантацій з павловнії можливе тільки за умов застосування зрошувальної системи. На малопродуктивних землях доцільно використовувати підживлення мінеральним добривом 15-10-15 або 15–15–15 (N-P-K) з розрахунку 500–800 кг/га (Garcna-Morote et al., 2014; Berdyn et al., 2017).

Боротьба з бур'янами сприяє максимальному зростанню і здоров'ю дерев. Коло діаметром 1,5 м навкруги кожного дерева повинно бути вільним від бур'янів протягом як мінімум 2 років. Обробку гербіцидами слід проводити навесні, незадовго до початку весняного відростання, але при цьому слід стежити за тим, щоби препарат не потрапив на стовбур дерева. Будь-які паростки, що проростають із пошкоджених коренів навколо дерева, слід видаляти вручну, а не гербіцидом.

Першу обрізку проводять весною наступного після посадки року. Залишають один головний стовбур. На другий рік обрізають бокові пагони для стимулювання верхівкового росту та підвищення якості стовбурів (Barton et al., 2007; Garcna-Morote et al., 2014). Через 2,5 роки після посадки, якщо висота дерев перевищує 4 м, проводять наступну обрізку. Всі гілки видаляються з нижньої третини основного стебла, а будь-які інші гілки діаметром більше ніж 3 см обрізаються до однієї третини довжини. Наступну обрізку проводять через 12 місяців на деревах заввишки більше ніж 6 м. Бічні гілки нижче половини висоти дерева видаляються, а більш високі гілки діаметром понад 3 см обрізаються до однієї третини довжини. Остаточна обрізка відбувається, коли деревам виповнюється 4–5 років. У цей час вони повинні бути майже 12 м висотою. Їх обрізають до половини висоти, залишаючи обрізаний стовбур довжиною 6 м. Обрізку дерев висотою менше ніж 8 м слід відкласти ще на рік.

Дерева з поганим початковим ростом можна омолодити шляхом сильної обрізки для стимулювання утворення паростків. Павловнія, як і багато інших листяних видів, реагує на видалення стовбура утворенням нових і дуже сильних пагонів. Це відбувається в будь-якій точці видалення, на рівні землі або вище. Але таку обрізку можна проводити не раніше ніж через 2 роки після пересадки з розплідника. Це гарантує, що коренева система добре розвинена. Наприкінці другої або третьої зими, незадовго до початку росту, стебла дерев, що мають погану форму, зрізаються на рівні ґрунту. Після того, як розвинеться кілька пагонів, усе, крім найсильнішого, слід видалити в жовтні. Відростання відбувається швидко, і паростки будуть прямими, якщо на них не вплине вітер. Приріст у висоту в наступний сезон повинен бути таким самим, як у необрізаних дерев.

Біомаса, що утворюється під час обрізки, йде на виробництво твердого біопалива. Якщо однією з цілей є проміжна врожайність деревини, необхідно обрізати приблизно 400 стебел/га. Якщо кількість стебел перевищує 400/га, зайві дерева видаляють у віці 5–7 років.

Коли середній діаметр стебла досягне приблизно 40 см (приблизно у віці 15 років), видаляють половину плантації для отримання повноцінної деревини. Решту дерев можна залишити зростати до віку близько 25 років.

5.2. Екологічне обґрунтування вирощування деревних порід на шахтних відвалах та ділянках рекультивації у Західному Донбасі

Багаторічний досвід створення лісових насаджень у складних ґрунтово-гідрологічних умовах, пов'язаних із техногенним осіданням територій Західного Донбасу, дозволив розробити біогеоценотичне обґрунтування методів лісової рекультивації земель, порушених вугільною промисловістю в степовій зоні України. З цією метою виконано комплексне дослідження лісових екосистем еталонних та рекультивованих територій (Зверковський и Тупика, 2003). Випробовувано методи лісової рекультивації техногенних ландшафтів, які виникають унаслідок осідання території, докорінних змін гідрологічного режиму, підтоплення і деградації лісових і сільськогосподарських угідь, деструкції ґрунтового та рослинного покриву, викидів засолених шахтних вод, інтенсивного утворення промислових відвалів, високого рівня розбалансованості біогеоценотичних зв'язків в умовах техногенезу (Зверковський, 2001).

На шахтних відвалах Західного Донбасу у техногенних негативних формах рельєфу було створено експериментально-виробничі ділянки для біологічної рекультивації загальною площею 60 га. Тут протягом 40 років проводяться стаціонарні комплексні біогеоценотичні дослідження способів фітомеліорації порушених земель. Випробовуються оптимальні конструкції рекультиваційного шару, перспективні типи трав'янистих і лісових культур і лісогосподарські заходи, спрямовані на підвищення стійкості і довговічності екосистем на постіндустріальних землях (Зверковський и Тупика, 2003). Ділянка № 1 лісової рекультивації була створена в 1975 р. в зоні шахтних полів шахти «Павлоградська», де спостерігається інтенсивна деформація верхніх шарів літосфери та опускання денної поверхні (величина просадки складає 7–9 м) Ділянка має прямокутну форму та площу 3,2 га. Основою ділянки служить потужний шар (8–10 м) шахтних порід, які зверху перешаровуються різними ґрунтосумішами. Всього тут було створено 5 варіантів штучних ґрунтових профілів різної потужності насипки ґрунту та (або) гірських порід на поверхню шахтних відвалів з розмірами дослідних ділянок 157 x 40 м.

Перелік варіантів насипних едафотопів (стратиграфія зверху вниз) містив:

Варіант 1: чиста шахтна порода.

Варіант 2: 0,5 м – лес; 0,5 м – пісок; 2,0 м – шахтна порода.

Варіант 3: 0,5 м – чорнозем; 0,5 м – пісок; 1,0 м – шахтна порода.

Варіант 4: 0,5 м – чорнозем; 1,0 м – пісок; 0,5 м – лес.

Варіант 5: 0,5 м – чорнозем; 0,5 м – пісок; 1,0 м – лес.

Для з'ясування біогеоценотичної ролі й функціонального значення в процесах відновлення порушених земель було досліджено фізико-хімічні

властивості шахтних порід і штучних ґрунтів рекультиваційного шару, їх зміни під впливом довготривалих рекультиваційних заходів.

Шахтні відвали представлені уламками порід нижньої кам'яновугільної товщі. За походженням це породи мілководного моря. Без рекультиваційних заходів території, зайняті такими відвалами, протягом багатьох років будуть являти собою позбавлені рослинності ділянки, що служать джерелом хімічного забруднення навколишнього середовища. У сполученні зі специфічним рельєфом вони мають вигляд «індустріальних пустель». Досить мінлива за площею літологічна будова товщі порід. В одних місцях переважають більш пластичні породи (глини, аргіліти), в інших крихкі (пісковики, алевроліти).

В порушених гірських породах після винесення їх на денну поверхню інтенсивно проявляється динамічність фізико-хімічних та екологічних властивостей (Харитонов и др., 2009). Потрапляючи в абсолютно інший гідротермічний стан і умови атмосферного тиску, а також під дію біологічних чинників, гірські породи швидко вивітрюються з утворенням нових хімічних і біогенних продуктів. Ці процеси супроводжуються суттєвими змінами властивостей порід, що викликає розширення (зростання трофності й агрегованості, поліпшення фізичних властивостей) або звуження (самоущільнення порід, перерозподіл солей у ґрунтовому профілі, утворення сірчаної кислоти при вивітрюванні піриту й ін.) екологічного об'єму. У зв'язку із цим можливий перехід спочатку сприятливих порід (у лісорослинному відношенні) у несприятливі й навпаки (Шматков и др., 1990).

Шахтні породи різного походження, а також суглинки, супіски, піски й суглинисті чорнозем штучних едафотопів аналізувалися на гранулометричний склад. Більшість зразків шахтних порід належать до суглинків важких, глин легких та середніх; зразки піску – до зв'язних, піщано-пиловатих; зразки суглинків – до суглинків легких та середніх, пиловато-піщаних.

Шахтні породи відзначаються незадовільними фізико-механічними властивостями: надмірно великим числом пластичності, значним осіданням, високою липкістю, значною зв'язністю і малими показниками стирання. Значна варіація показників, що характерна для штучних ґрунтів рекультиваційного шару, вказує на неоднорідність цих субстратів, строкатість властивостей, зумовлену часом і місцем їх добування, умовами зберігання та ін.

Шахтні породи характеризуються негативними водно-фізичними властивостями. Відсутність у ґрунтовому вбиральному комплексі двовалентних катіонів зумовлює процеси коагуляції за типом «глю» з характерними явищами пептизації при зволоженні і цементатії – при підсиханні. Водночас шахтні породи мають велику питому й об'ємну масу, велику зв'язність. Однак у процесі інтенсивного окислення і вивітрювання

шахтні породи покращують свої водно-фізичні властивості. Водопроникність шахтних порід становить від $0,106 \times 10^{-3}$ до $1,24 \times 10^{-3}$ мм/с, зменшуючись із глибиною, що пояснюється зростанням у нижніх горизонтах профілю кількості мулистих частинок. Показники 27×10^{-3} мм/с й вище свідчать про добру і найкращу, а менш ніж $1,06 \times 10^{-3}$ мм/с – про погану водопроникність. Відповідно до одержаних показників поверхня шахтних порід на ділянках рекультивації часто утворює водопідпір, що значно оптимізує лісорослинні умови на варіантах штучного едафотопу.

Аналіз вмісту сполук сірки в породах на ділянках рекультивації показав, що в досліджених зразках кількість піриту змінюється від 1,8 до 3,3 %. Верхні горизонти шахтної породи, що контактують з атмосферою, містять меншу кількість піриту порівняно з горизонтами породи під насипними ґрунтами.

Кислотність шахтної породи (рН) коливається від 1,7 до 8,16. Свіжа порода є кислою (рН 4,6-4,8). Низькі значення рН (від 1,7 до 3,5) спостерігаються в шарах, розташованих під насипними ґрунтами. Це пов'язано з незначною інтенсивністю окислення піриту в нижніх шарах, що триває в процесах природного вивітрювання. У верхніх шарах (0–10 см) на ділянках рекультивації рН близьке до нейтрального або слаболужного.

В цілому неперегорілі породи характеризуються більш високою кислотністю, що пояснюється вимиванням кислих сполук із перегорілих порід атмосферними опадами. В потенційно родючих субстратах насипного шару кислотність близька до оптимальної для більшості лісових культур, рН=5,25-6,95.

В насипних суглинках, супісках, гумусових горизонтах штучних ґрунтів на ділянках рекультивації, як правило, відсутні ознаки засолення. Порівняно з шахтними породами, вони містять значно меншу кількість токсичних іонів Cl^- , SO_4^{2-} та ін. Лише окремі фрагменти перевищують поріг токсичності у зв'язку з використанням лучно-солончакових ґрунтів долини р. Самари.

Ємність вбирання шахтних порід змінюється від 8,2 до 75,9 мг-екв. на 100 г ґрунту. Увібрані основи характеризуються відносно рівним вмістом кальцію і магнію. Вміст обмінного кальцію складає 3,0–9,6 мг-екв/100 г, магнію – 3,02–11,6 мг-екв/100 г. Увібрані одновалентні катіони характеризуються нерівномірним вмістом обмінного калію і натрію. Вміст калію змінюється від 3,48 до 18,8 мг-екв, натрію – 3,07–38,1 мг-екв/100 г ґрунту залежно від гранулометричного складу. В окремих пробах шахтних порід фрагментарно вміст водню сягає значних величин – 4,3 % ємності вбирання. Лесоподібні суглинки мають ємність вбирання від 10,6 до 21,9 мг-екв/100 г. У складі увібраних основ 89 % складає Ca^{2+} , 9,8% – Mg^{2+} , 1,2 % – K^+ . Піщані субстрати характеризуються деякою зв'язністю, що

пояснюється домішками глини (до 6 %); наявні сліди органічних сполук. Ємність вбирання 3,8–6,5 мг-екв/100 г.

Одержані показники характеризують рівень потенційної родючості штучних ґрунтів, що буде інтенсивно зростати на варіантах дослідів з високою здатністю до вбирання елементів живлення. Виявилось, що цим відзначаються суглинисті насипні субстрати. Значна кількість увібраних одновалентних катіонів (більше ніж 5 %) характеризує ступінь солонцюватості ґрунту на окремих варіантах дослідів.

Супіски не мають агрономічно цінної структури. Але їх фізико-механічні властивості (низька зв'язність, велике стирання, незначне осідання) є досить сприятливими для розвитку рослин. Насипні суглинки і суглинисті чорноземи також мають задовільні показники фізико-механічних властивостей для росту і розвитку корневих систем рослин.

Леси і піски характеризуються дуже низьким вмістом гумусових речовин (<1 %). За характером профільного розподілу в метровій товщі кількість гумусу в суглинках різко зменшується з глибиною. Досліджені піски містять мало гумусу (від сотих часток відсотка до 0,4 %). Кількість органічних речовин у відвальних породах – від 7 до 12,7 %, однак вони входять до складу денатурованих органічних сполук, не доступних для вільної мінералізації.

На основі комплексної оцінки властивостей порід відвалів і штучних ґрунтів виконується їх класифікація за показниками придатності (Горбунов і др., 1975). Шахтні породи належать до четвертої категорії придатності в лісовому господарстві, тобто придатні після докорінного поліпшення меліоративними заходами. Чорнозем належить до першої категорії (цілком придатний), лесові суглинки до першої і другої категорії (придатні), третинні піски – до третьої та четвертої категорії (придатні після поліпшення).

На суглинистому варіанті ділянки рекультивації № 1 верхній 5 см шар суглинка за 40-річний період майже не змінив мінералізацію – з 0,11 до 0,18 %, але вміст гумусу тут зріс із 0,95 до 2,73 %, що свідчить про значну інтенсивність процесів первинного ґрунтоутворення на безчорноземних варіантах штучних ґрунтів.

Було проведено дослідження особливостей акумуляції елементів групи важких металів асиміляційними апаратами хвойних та листяних деревних рослин, що зростають в умовах техноземів шахти «Павлоградська» Дніпропетровської області.

Пробні площі для виконання досліджень були закладені на ділянці лісової рекультивації шахти «Павлоградська» м. Павлоград Дніпропетровської області. На пробній площі спостерігається інтенсивна деформація верхніх шарів літосфери. Зразки рослинного матеріалу відбирали тільки із живих рослин, без ознак уражень, пошкоджень та хвороб, що зростали на шахтній породі (техноземі). Об'єктом дослідження

служували фракції листя та хвої дерев робінії несправжньоакації (*Robinia pseudoacacia* L.) та сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.), берези (*Betula pendula* Roth), дуба (*Quercus robur* L.) та груші (*Pyrus communis* L.). Визначення концентрацій металів у техноземі і рослинному матеріалі здійснювали методом плазмово-оптичної емісійної спектроскопії (ICP-OES) на спектрометрі Technologiess 5100 (Agilent) із індуктивно зв'язаною плазмою.

Зразки рослин подрібнювались до порошкоподібного стану, після чого наважку рослинного матеріалу (0,3 г) поміщали в хімічний стакан, додаючи 10 мл концентрованої HNO_3 , 2 мл 30 % H_2O_2 і залишали реагувати з хімічними реагентами протягом 1 год. Далі кислотні розчини були відфільтровані та проаналізовані на вміст металів. Аналіз вмісту важких металів був виконаний у Жиронському університеті (Іспанія).

Особливості розвитку деревних і чагарникових рослин на експериментальних варіантах лісової рекультивації досліджуються на основі показників їхньої життєвості, багаторічної динаміки лінійного приросту і надземної фітомаси.

Вже в перші роки експерименту виявилася значна різниця в життєвості і темпах приросту рослин на шахтній породі і насипних ґрунтах. В наступні роки ця відмінність збільшилася. Життєвість деревних і чагарникових рослин на шахтній породі незадовільна. Рослини слабо розгалужені, мають погане облистявання. Щорічний приріст у висоту в 5–30 разів нижчий, а середня ширина крони в 16–25 раз менша в порівнянні з іншими варіантами.

Кількісний аналіз фракцій фітомаси надземної частини модельних дерев дозволив порівняти продуктивність різних типів лісових культур залежно від особливостей штучних едафотопів на варіантах досліду і виявити найбільш перспективні конструкції штучних ґрунтів і типи лісових культур (Zverkovsky et al., 2018).

Установлено, що показники надземної фітомаси експериментальних культур на ділянках рекультивації були кращі, ніж за умов їх росту на шахтному відвалі. Результати оцінки діаметра штамбу та висоти крони п'яток деревних порід наведені в таблицях 5.1 та 5.2. На варіанті I залишилось лише 6 представників білої акації поросльового походження. На II варіанті насадження зімкнулись в рядах і міжрядях. Дуб звичайний на I варіанті (шахтна порода) утворив стійке лісове угруповання. Дерева зімкнулися у рядах та у міжрядях, дуб плодоносить, але показники лінійного росту поступаються у варіанті з перекриттям лесоподібним суглинком. Береза бородавчаста самовільно розселилася по всій ділянці, але в основному на межі I і II варіантів, має добре розвинену крону і хорошу життєвість. Груша звичайна залишилася лише на II варіанті. Таким чином, збільшення діаметра штабу та висоти крони досліджуваних деревних порід на рекультивованому варіанті порівняно з рослинами на

відвалі доходило до 40–50 % відповідно. Результати оцінки вмісту важких металів у субстратах за двома досліджуваними варіантами наведені у таблиці 5.3.

Таблиця 5.1

Діаметр штамбу п'яток деревних порід, см

Варіанти	Дуб звичайний	Береза бородавчаста	Робінія несправжньо-акація	Сосна кримська	Груша звичайна
Шахтна порода (ШП)	11,62 ± 0,83	8,44 ± 3,9	2,8 ± 0,31	14,19 ± 1,26	–
ШП+лесо-подібний суглинок	12,44 ± 1,39	12,1 ± 6,6	3,46 ± 0,35	14,65 ± 1,23	14,69 ± 9,31

Таблиця 5.2

Висота крони п'яток деревних порід, см

Варіанти	Дуб звичайний	Береза бородавчаста	Робінія несправжньо-акація	Сосна кримська	Груша звичайна
Шахтна порода (ШП)	527 ± 29,2	630 ± 17,4	195 ± 2,3	625 ± 38,0	–
ШП+лесо-подібний суглинок	813 ± 68,1	827 ± 27,0	261 ± 21,5	813 ± 68,2	789 ± 41,2

Таблиця 5.3

Концентрація важких металів у субстраті, мг/кг

Варіанти	Середнє ± SD					
	Ni	Pb	Sn	Zn	Cr	Cu
Шахтна порода (ШП)	43,06 ± 2,55	40,64 ± 14,58	40,45 ± 1,40	56,48 ± 1,57	93,86 ± 2,21	27,50 ± 0,19
ШП+лесо-подібний суглинок	29,59 ± 0,07	18,14 ± 2,70	24,63 ± 2,18	60,43 ± 9,47	56,38 ± 3,36	24,01 ± 6,38
ГДК	4,0	32,0	2,0	23,0	0,05	3,0

Порівняння отриманих даних показує менший (в 1,5–2,0 рази) вміст нікелю, свинцю, олова і хрому в поверхневому шарі у варіанті з нанесенням на шахтну породу шару лесоподібного суглинку. Порівняння даних по вмісту досліджуваних елементів в ґрунті з гранично допустимими концентраціями (ГДК) у двох досліджуваних варіантах показало, що як на шахтній породі, так і при додаванні суглинку спостерігається перевищення допустимих норм металів.

Результати оцінки вмісту важких металів у листі дерев за двома досліджуваними варіантами наведені у таблиці 5.4. Встановлена тенденція зменшення вмісту хрому, міді, мангану, нікелю та олова в листі дерев, вирощених на рекультивованому варіанті порівняно з варіантом шахтної породи.

Таблиця 5.4

Концентрація важких металів у листі (голках) дерев, мг/кг

Орган	Субстрат	Cr	Cu	Mn	Ni	Sn	Zn
<i>Pinus sylvestris</i>							
Голка	ШП	11,95 ± 0,33	7,74 ± 0,15	510,61 ± 14,82	4,61 ± 0,15	7,45 ± 0,21	41,46 ± 0,58
	ШП + ЛС	2,23 ± 0,09	5,42 ± 1,23	237,89 ± 21,25	1,56 ± 0,09	7,15 ± 1,32	40,96 ± 1,49
<i>Robinia pseudoacacia</i>							
Листя	ШП	2,74 ± 0,02	7,76 ± 0,24	113,7 ± 2,57	5,49 ± 0,10	2,63 ± 0,01	52,23 ± 0,69
	ШП + ЛС	1,27 ± 0,08	7,71 ± 0,4	114,0 ± 2,31	1,15 ± 0,04	2,42 ± 0,08	26,94 ± 1,04
<i>Betula pendula</i>							
Листя	ШП	1,11 ± 0,02	7,49 ± 0,2	1077,93 ± 25,41	5,09 ± 0,81	3,38 ± 0,18	75,44 ± 3,35
	ШП + ЛС	2,51 ± 0,08	5,70 ± 0,27	588,43 ± 11,50	9,76 ± 0,5	3,42 ± 0,1	279,78 ± 3,59
<i>Quercus robur</i>							
Листя	ШП	2,53 ± 0,16	5,96 ± 0,08	1542,96 ± 36,29	9,05 ± 0,13	2,86 ± 0,12	34,2 ± 1,28
	ШП + ЛС	1,94 ± 0,09	6,55 ± 1,26	378,97 ± 9,39	3,64 ± 0,26	2,1 ± 0,35	25,91 ± 2,12
<i>Pyrus communis</i>							
Листя	ШП	сл.	5,17 ± 0,22	194,49 ± 9,74	10,01 ± 0,48	сл.	44,17 ± 1,11
	ШП + ЛС	сл.	4,39 ± 0,19	187,12 ± 8,92	5,94 ± 0,30	сл.	43,85 ± 2,61

5.3. Продуктивний потенціал тополі на техноземах

Рід Тополя є багатообіцяльного енергетичної культурою для вирощування на малопродуктивних землях. Він привабливий не тільки у світлі вже наявної переробної інфраструктури перетворення деревини в целюлозно-паперову продукцію, але й як продуктивна біоенергетична рослина для отримання твердого біопалива (Christersson, 2008; Manzone et al., 2009). Тополя має низку переваг та характеризується великим генетичним та фенотиповим різноманіттям усередині роду, що є проявом природи ауткросингу і високим генетичним навантаженням, притаманним багатьом лісовим деревним видам. Здатність тополі схрещуватися між видами дозволяє отримувати видові гібриди з комбінаціями ознак, відсутніх у дерев, що зустрічаються в природі. Легкість клонального розмноження сприяє закріпленню корисних генетичних ознак для подальшого комерційного вирощування біопаливної сировини (Labrecque and Teodorescu, 2005, Panacci et al., 2009, Kutsokon et al., 2014).

Найбільш розповсюджена класифікація тополь (Stettler et al., 1996; Dillen et al., 2011) поділяє їх на п'ять груп:

Aigeiros. Ця група представлена тополею дельтоподібною (*Populus deltoides*) та тополею чорною (*P. nigra*). Обидва види використовуються в міжвидовій гібридизації між собою і з сумісними видами з групи *Tacamahaca*.

Leucoides. В цю групу входять великолісті тополі, як, наприклад, *P. heterophylla*, що природно зростає у центральній та східній частинах Північної Америки.

Populus. Ця група представлена переважно осиками (*P. tremula*, *P. grandidentata*, *P. tremuloides*, а також важливим євразійським видом тополею білою (*P. alba*).

Tacamahaca. Група містить бальзамічні тополі, у тому числі еталонні види для секвенування геному: *P. trichocarpa*, *P. suaveolens*, *P. maximowiczii*, *P. angustifolia*. Багато видів цієї групи сумісні з видами з групи *Aigeiros*. Як правило, отримані гібриди відрізняються потужним ростом та розвитком.

Turanga. Найбільш важливим видом цієї групи є *P. euphratica*, який характеризується високою стійкістю до екстремальної спеки та несприятливих ґрунтових умов.

В умовах Покровської дослідної станції рекультивації земель ДДАЕУ було проведено випробування 9 гібридів тополі, отриманих від схрещування видів групи *Aigeiros* (табл. 5.5).

Живці були висаджені у фітомеліоровану суміш лесоподібного суглинку та червоно-бурої глини. Перед посадкою живці оброблялись стимулювальними препаратами: вермикомпостним екстрактом (біогумат), триходерміном, мікоризою та сумішшю цих трьох препаратів. Крім того,

після посадки живці оббризувалися водним розчином вермикомпостного екстракту у співвідношенні 1:100.

Протягом першого року випробування визначали ступінь приживаності, приріст однорічного пагона, його діаметр. Площа листової пластинки визначалася за відсканованим зображенням за допомогою комп'ютерної програми «AREAS 2.1». Також визначалися суха вага листка та суха маса одиниці площі листка. Усі отримані дані були оброблені статистично за допомогою пакету комп'ютерних програм «Stat Graphics Plus 5» зі всіма критеріями достовірності при помилковому рівні 5 %.

Таблиця 5.5.

Походження гібридних тополей		
Назва гібриду	Походження	Стать
Blanc du Poitou	Populus Ч euroamericana (Dode) Guinier	Ч
Dorskamp	Populus Ч euroamericana	Ч
Ghoy	Populus deltoides Bartr. Ex Marsh Ч Populus nigra L.	Ч
Marilandica	Populus Ч euroamericana	Ж
Robusta	Populus nigra var. plantierensis Ч Populus deltoides ssp. angulata Henry	Ч
Heidemij	Populus Ч euroamericana	Ч
Ijzer-5	Populus Ч euroamericana	Ч
Tardif de Champagne	Populus Ч euroamericana	Ч
Vereecken	Populus nigra	Ч

Було з'ясовано, що приживаність клонів різних гібридів суттєво відрізняється. Найгірші показники спостерігались для гібрида Heidemij (11 %). Високий рівень приживаності показали клони Tardif de Champagne (70 %), Ijzer-5 (80 %) та Robusta (95 %). Приживаність інших гібридів варіювала у межах 33–35 % (рис. 5.1).

Протягом першого вегетаційного періоду найкращий ріст та розвиток спостерігався у клону *Dorskamp*, висота якого складала 119–120 см. Клони *Ijzer-5* і *Robusta* також показали високі показники росту. Наприкінці року середня висота цих рослин була 80–93 см, а деякі екземпляри сягали до 170 см. Висота клону *Ghoy* була на рівні 70 см. Явні ознаки пригнічення росту спостерігалися у клону *Heidemij*. Рослини були погано розвинутими, а їх висота не перевищувала 12–15 см (рис. 5.2).

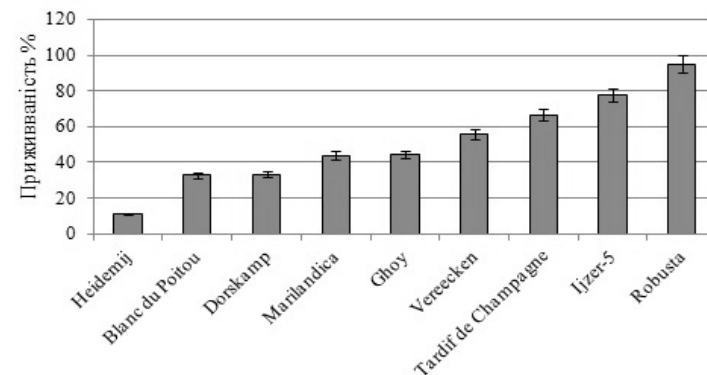


Рис. 5.1. Приживаність живців клонів тополі на техноземі

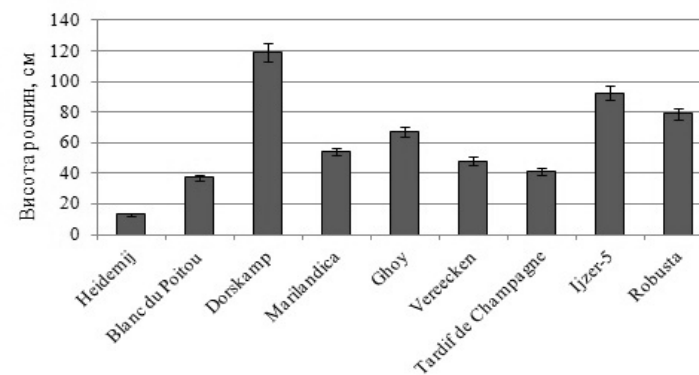


Рис. 5.2. Висота однорічних саджанців тополі на техноземі.

Таким чином, за показниками приживаності та сезонного розвитку два гібриди – *Ijzer-5* і *Robusta* – були відібрані для подальшого вирощування на техноземі.

На другий рік випробування відібрані клони були оброблені біологічно активними препаратами (біогумат, триходермін, мікориза та суміш трьох препаратів) з метою з'ясування доцільності їх використання для збільшення продуктивності біомаси тополі на малопродуктивних землях.

Було виявлено, що обробка біопрепаратами клонів *Ijzer-5* сприяла прискоренню росту однорічних пагонів усіх дослідних зразків на 10–19 %. У рослин сорту *Robusta* під впливом біопрепаратів спостерігалася збільшення ростових параметрів від 8,5 до 46,0 %. Лише обробка триходерміном ніяк не вплинула на даний показник (рис. 5.3).

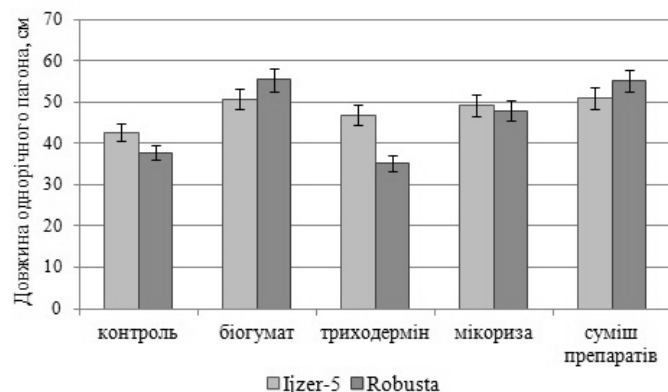


Рис. 5.3. Довжина однорічного пагона дворічних рослин тополі за умов обробки біопрепаратами

Вимірювання діаметра однорічних пагонів показало, що у клону *Ijzer-5* він на 22–30 % більший, ніж у клону *Robusta* в контролі і досліді з біогуматом, мікоризою та триходерміном, і менший на 4,5 % в досліді з сумішшю препаратів. Обробка біопрепаратами стимулювала активність латеральних меристем однорічних пагонів у всіх варіантах досліді в обох клонів. Для клону *Ijzer-5* найкращі результати були отримані при обробці вермикомпостним екстрактом, а для клону *Robusta* – сумішшю препаратів (рис. 5.4).

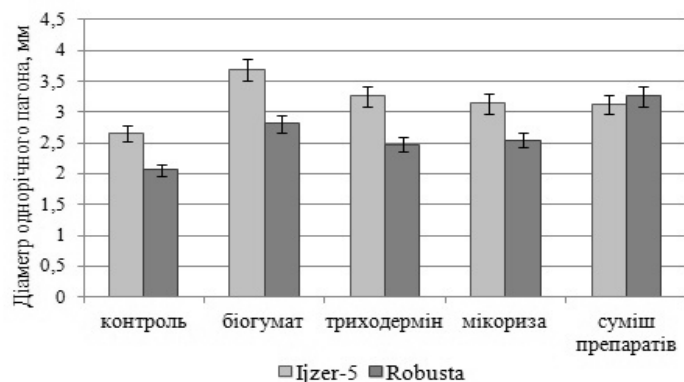


Рис. 5.4. Діаметр однорічного пагона дворічних рослин тополі за умов обробки біопрепаратами

Відзначено вплив препаратів на площу листка. Спостерігалось збільшення площі листової пластинки у клонів *Ijzer-5* від 12 до 38 % у всіх варіантах досліді. Обробка триходерміном мала найбільший ефект. У клонів *Robusta*, навпаки, триходермін викликав зменшення площі листа на 25 % порівняно з контролем. В інших випадках спостерігалось збільшення цього показника, але менш інтенсивне, ніж у клону *Ijzer-5*: тільки на 13,5–20,5 % (рис. 5.5). У той же час збільшення загальної площі асиміляційної поверхні було більшим у клону *Robusta* (від 20 до 55 %), ніж у клону *Ijzer-5* (від 20 до 32 %). Обробка триходерміном на рослини *Ijzer-5* мала стимулювальну дію, на клони *Robusta* – гнітючу, викликавши зменшення асиміляційної поверхні на 55 % порівняно з контролем.

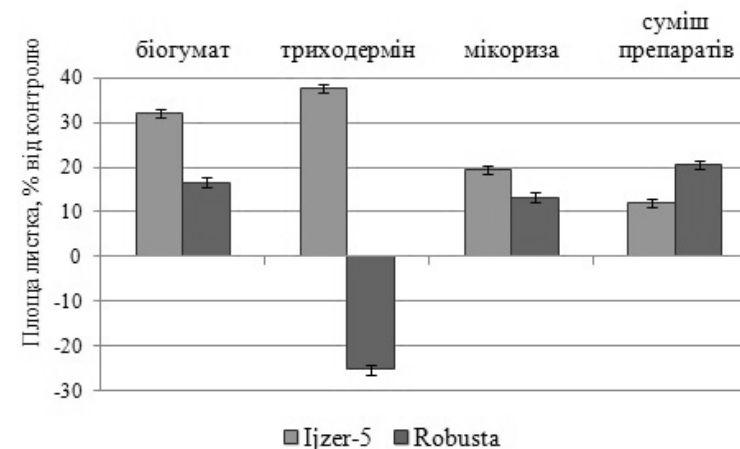


Рис. 5.5. Дія обробки біопрепаратами на площу листка тополі

Однією з якісних характеристик структурної організації листя є суха маса одиниці їхньої площі (МОП), яка тісно пов'язана з процесами фотосинтезу, потенційними темпами зростання, екологічною пластичністю (Wright et al., 2002 Poorter et al., 2009 Pugliell et al., 2015). Такі фактори, як освітленість, концентрація CO₂, водне забезпечення, мінеральне живлення тощо, можуть істотно впливати на МОП. Порівняння двох гібридів тополі між собою показало, що МОП клонів *Ijzer-5* на 18,5 % більша, ніж у клонів *Robusta*. Обробка біопрепаратами сприяла збільшенню цього показника в обох культиварів та в усіх варіантах досліді. Однак у клонів *Ijzer-5* воно було незначним і складало 6–13 %. Реакція клонів *Robusta* була більш вираженою, значення МОП збільшилися від 17 до 48 %.

Простежується позитивна лінійна залежність між значенням МОП та сухою вагою листка (рис. 5.6). МОП зростає за умов збільшення сухої ваги листка. Вірогідно, зростання показників МОП обумовлене збільшенням

обсягу мезофілу в результаті формування більшої кількості структурних і функціональних елементів фотосинтезу. Таким чином, у рослин, які зазнали обробку біопрепаратами, процеси фотосинтезу протікають більш інтенсивно, що опосередковано підтверджується їхнім більш енергійним ростом і розвитком.

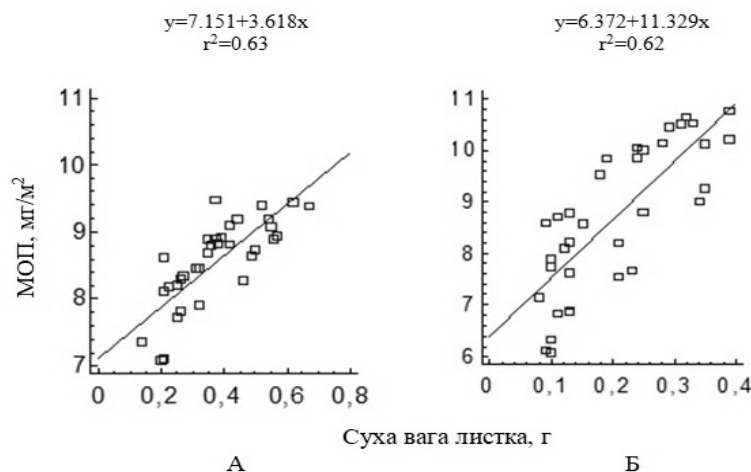


Рис. 5.6. Лінійна залежність між МОП та сухою вагою листка, $p \leq 0,01$.
А - Ijzer-5, Б- Robusta

Таким чином, малопродуктивні техноземи у сукупності з нестачею водного забезпечення потребують ретельного добору клонів тополі, що будуть здатні забезпечити добрий потенціал росту та високу продуктивність біомаси. Серед досліджених клонів найбільш перспективними виявилися *Ijzer-5* та *Robusta*. Обробка біопрепаратами оказало позитивний вплив на морфологічні параметри росту рослин *Ijzer-5*. Найкращі результати були отримані за обробки вермікомпостним екстрактом. Для клонів найкращий ефект був відзначений у досліді з сумішню препаратів. Обробка триходерміном сприяла пригніченню більшості ростових показників. Незважаючи на те, що триходермін не доцільно використовувати як самостійний засіб за вирощування тополі *Robusta*, у сумішці з вермікомпостним екстрактом та мікоризою цей препарат дає суттєвий позитивний ефект.

5.4. Термохімічна трансформація біомаси деревних рослин

Одним з найбільш універсальних видів поновлюваних джерел енергії з точки зору енергетичного використання є біомаса. Енергія лігноцелюлозної біомаси, отриманої з органічної речовини деревних або травнистих рослин, використовується для створення тепла, виробництва електроенергії або біопалива для автомобілів.

Ефективними способами конверсії біомаси в паливо вважаються технології термохімічного перетворення, такі як піроліз і газифікація, оскільки вони можуть використовувати найрізноманітніші джерела біомаси й отримувати високоенергетичні продукти (Kumar et al., 2008; Carrier et al., 2011). Біомаса є високоенергетичною і термічно нестійкою сировиною, тому для її переробки звичайно розглядають низькотемпературний тип піролізу, що відбувається при температурах від 400 до 850°C. Оскільки після піролізу не залишається біологічно активних сполук, то цей процес має перевагу в плані запобігання забрудненню навколишнього середовища (Bridgwater et al., 199; Jahirul et al., 2012).

Біомаса складається з трьох основних компонентів: целюлози, геміцелюлози та лігніну. Целюлоза – це природний полімер, полісахарид, що має довгі ланцюгові молекули. Їхні пучки – мікрофібрили – утворюють каркас стінки клітини. Геміцелюлози – також природні полісахариди, але з набагато більш короткими ланцюгами. Лігнін – це природний ароматичний полімер (поліфенол), що визначає здатність клітин чинити опір зміні форми і розмірів. Відмінності у хімічних структурах біомаси різного походження призводить до різних хімічних реакцій, що робить відносний склад целюлози, геміцелюлози та лігніну в біомасі вирішальним фактором для розробки процесу піролізу. Процес піролізу є складним, проходить через низку реакцій та залежить від багатьох факторів. Генетична складова, хімічний склад, наявність інших речовин, у тому числі екстрактивних речовин, можуть впливати на температурні режими деградації основних компонентів біомаси.

Для підвищення ефективності енергетичного використання біомаси необхідно досліджувати процеси, що відбуваються при її термічному розкладанні. Здійснення порівняння теплофізичних і кінетичних характеристик різних видів біологічного палива дозволяє обрати паливо, що забезпечує максимальні техніко-економічні показники його енергетичного використання.

Методи термічного аналізу дозволяють отримати вказану інформацію простим і швидким шляхом. Термогравіметричний (ТГ) і диференційно-термогравіметричний (ДТГ) аналізи дозволяють вивчати процеси термічного розкладання й отримувати при цьому досить точні результати. Кінетичні дані, отримані на основі ТГ та ДТГ аналізу, необхідні не тільки для розуміння процесу термічного розкладання і його

механізмів, а і є вхідними параметрами системи реакцій, що його описують (Oliveira et al., 2013; Li et al., 2013).

Теплова поведінка біомаси різних деревних енергетичних культур була проведена за допомогою термогравіметричного аналізатора (дериватографа) «Q-1500D» системи F. Paulik – J. Paulik – L. Erdey, що реєструє зміни маси і термічні зміни випробуваного матеріалу під впливом температури (рис. 5.7).

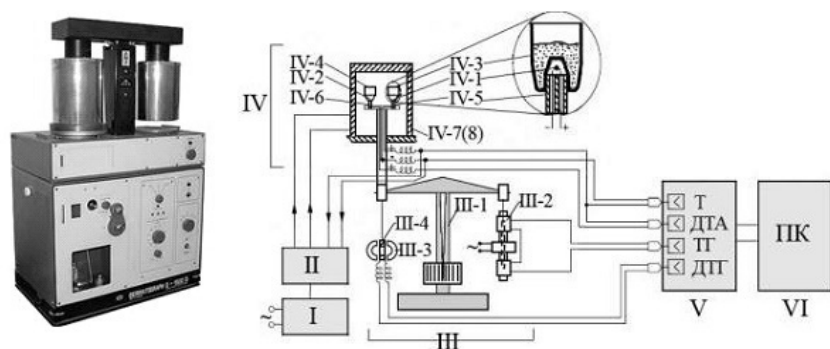


Схема дериватографа: I - блок живлення, II - блок програмного регулятора нагріву, III - блок термоваг (III - 1 - ваги; III - 2 - диференційний трансформатор перетворення ТГ; III - 3 - магніт; III - 4 - котушка), IV - блок печей (IV - 1, 2 - термопари; IV - 3, 4 - тиглі для проби і для інертної речовини, IV - 5, 6 - керамічні трубки, IV - 7 (8) - піч), V - модуль АЦП, VI - персональний комп'ютер

Рис. 5.7. Дериватограф «Q-1500D» системи F. Paulik – J. Paulik – L. Erdey (загальний вигляд та принципова схема)

Робота аналізатора базується на одночасній реєстрації залежностей від часу t температури зразка (крива Т), різниці температур досліджуваного та еталонного зразків (крива диференціального термічного аналізу – ДТА), маси зразка (крива термогравіметрії – ТГ) та її похідної за часом (крива диференційної термогравіметрії – ДТГ) в умовах запрограмованої зміни температури. Під еталонним зразком маєтись на увазі термічно інертна речовина, що не зазнає в досліджуваному температурному діапазоні жодних фазових змін під впливом тепла, але створює умови теплопередачі, майже тотожні умовам, у яких перебуває досліджувана речовина. В ролі такої еталонної речовини використовується прожарений до 1500°C оксид алюмінію Al_2O_3 . При запису дериватограми зразок і еталон нагріваються зазвичай із постійною швидкістю, що лежить в діапазоні $1\text{--}20^{\circ}\text{C/хв}$.

В ході аналізу перетворення в досліджуваній речовині, що супроводжуються тепловими ефектами, проявляються на кривій ДТА у

вигляді піків, спрямованих униз при ендотермічних або вгору при екзотермічних процесах. Запис кривої ДТА дозволяє з високою чутливістю визначити початок і кінець теплового ефекту, відповідного такому фазовому перетворенню. Експериментально одержувана крива залежності зміни маси від температури (крива ТГ) дозволяє судити про термостабільність та склад зразка в початковому стані та на проміжних стадіях процесу, а також про склад залишку, якщо такий є. Одночасна реєстрація перетворень у речовині, що супроводжуються виділенням або поглинанням теплоти (сигнал ДТА) і змін маси зразка (сигнал ТГ), дозволяє однозначно визначити характер процесів, що відбуваються в досліджуваних речовинах під впливом тепла, що було б неможливо зробити тільки за даними ДТА. За кривими ДТГ визначаються температури, при яких відбуваються зміни швидкості втрати маси. Максимальні її значення на кривій ДТГ ілюструються екстремумом.

Варіації у компонентному складі рослинної біомаси визначають особливості термічної поведінки, але, як правило, термічна деструкція здійснюється у три етапи. На першому відбувається вилучення вологи, адсорбція води та випаровуються леткі речовини. На другому етапі розкладаються основні компоненти та утворюється вугілля. Поглиблений аналіз цієї стадії піролізу може виявити, як різні компоненти біомаси поведуться при різних схемах нагрівання. Ця інформація може бути використана для конструювання піролізного реактора, який визначає конкретні відсотки компонентів біомаси. На останньому завершується розпад лігніну та відбувається окиснення вугілля, що утворилося на попередній стадії (Shen et al., 2008). У цілому термічна деструкція біомаси представлена сумою теплових реакцій розкладання окремих складових: геміцелюлози, целюлози та лігніну. При цьому інтервали деструкції цих компонентів частково перекривається. Так, розпад геміцелюлози відбувається в інтервалі $220\text{--}320^{\circ}\text{C}$, целюлози $305\text{--}380^{\circ}\text{C}$, лігніну $250\text{--}550^{\circ}\text{C}$ (Prins et al., 2006).

Деревна біомаса – це ресурс із коротким вуглецевим циклом (Poletto et al., 2012). Це надзвичайно важливо для майбутніх енергетичних потреб. Ця обставина призвела до підвищеної зацікавленості до теплових характеристик деревини, в тому числі й до кінетичних закономірностей її термічної деградації (Brostow et al., 2009). Хімічний склад листяних порід широко варіює. Це пов'язано з цілою низкою факторів. Найбільш важливими є видові особливості, ґрунтові та кліматичні умови зростання деревних культур. Хімічний склад також варіюється залежно від частини дерева: корінь, стовбур або гілка (Pettersen, 1984).

Деревина містить два основні хімічні компоненти: лігнін (18–35%) та вуглеводна складова (65–75%). Обидва – складні, полімерні матеріали. Також присутні незначні кількості (зазвичай 4–10 %) сторонніх речовин, переважно у вигляді органічних екстрактивних речовин та неорганічних

мінералів (зола). Загалом деревина має у своєму складі приблизно 50 % вуглецю, 6 % водню, 44 % кисню та мікроелементи кількох іонів металів. Приклади хімічного складу деревини деяких енергетичних культур представлені у таблиці 5.6.

Вуглеводна частина деревини містить целюлозу і геміцелюлози. Зміст целюлози становить від 40 до 50 % від ваги сухої деревини, а геміцелюлози – від 25 до 35 % (Thomas, 1977; N.-S. Hon and Shiraishi, 2001; Szczukowski et al., 2002). Целюлоза вважається найпоширенішим біополімером на Землі. Це ланцюг β -(1,4) зв'язаних D-глюкопіраноз. Він представлений у вигляді мікрофібрил та становить 15–30 % первинної клітинної стінки та 50–60 % вторинної клітинної стінки. Целюлоза може бути представлена різними формами. Природна целюлоза має кристалічну структуру, яку називають целюлозою I. Існують дві спільно існуючі поліморфні модифікації – целюлоза I α та целюлоза I β , які присутні в різних пропорціях залежно від виду, але целюлоза I β є переважною формою. Кристали целюлози I α мають три неоднакові кристалічні осі, дві з яких перетинаються косо (тобто вони не перпендикулярні), а перпендикулярні до третьої. Кристали целюлози I β мають три неоднакові кристалічні осі, що перетинаються під косими кутами. (O'Sullivan, 1997; Zugenmaier, 2001).

Таблиця 5.6

Хімічний склад енергетичних деревних культур

Найменування	Хімічний склад деревини, %				
	целюлоза	геміцелюлози	лігнін	легколетючі компоненти	зола
Тополя гібридна	46-48	23-27	21-23	5-9	0,4-0,9
Верба прутіподібна	50-55	14-17	13-15	5-7	0,5-1,3
Айлант найвищий	45-47	17-19	14-16	9-11	0,9-1,1
Павловнія гібридна	44-48	22-25	18-21	9-11	0,2-0,3
Робінія несправжньоакація	41-43	17-18	26-28	8-10	1,5-1,9

Існує щонайменше три інших структури модифікованої кристалічної целюлози. Найважливішою з них є целюлоза II, отримана шляхом мерсеризації (обробка лугом) або регенерації природної целюлози (розчинення і повторна кристалізація). Целюлоза II має термодинамічно більш стабільну структуру з антипаралельним розташуванням ниток і деяким міжпластовим водневим зв'язком. Целюлоза II містить два різні типи ангідроглюкози (A і B) з різною структурою хребта; ланцюги складаються з повторювальних блоків -A-A- або -B-B-. Модифікації целюлози III утворюються з целюлози I та II відповідно при обробці в

рідкому амонії або деяких амінах і наступному випаровуванні надлишку амонію. Поліморфи целюлози IV можуть бути отримані шляхом відпалу целюлози III за температури близько 200°C в гліцерині або розчині лугу (Langan et al., 2005).

Мікрофібрили целюлози в клітинній стінці взаємодіють з іншим основним класом полісахаридів: геміцелюлозою. Ця частина стінки поводить інакше, ніж целюлоза, – вона може вивільнятися під час інкубації в кислотному або лужному розчині й має структуру, відмінну від целюлози. У той час, як целюлоза є універсальним з'єднанням стінок рослинних клітин, геміцелюлоза більш різноманітна серед різних класів рослин. Склад геміцелюлози може також варіюватися залежно від стадії розвитку рослини.

Ксилоглюкани (ХуG) є переважним геміцелюлозним полісахаридом у дводольних покритонасінних рослин. ХуG являють собою лінійні ланцюги β -(1,4) залишків D-глюкопіраноз, на яких можуть бути встановлені різні бічні ланцюга.

Ксилани – це ще один великий клас геміцелюлозних полісахаридів, який складається з декількох різних типів. Ксилопіранозильні залишки ксиланів можуть бути пов'язані через β -(1,3) - чи β -(1,4)-зв'язок.

Манани – це геміцелюлозні полісахариди з основним ланцюгом, що містить залишки манози. Вони можуть бути присутніми у вигляді глікомананів, галактомананів і галактоглікомананів.

Ще одним важливим компонентом деревини є лігнін. Це фенольний полімер, який забезпечує гідрофобну поверхню для водопровідних клітин і забезпечує структурну жорсткість, необхідну для механічної підтримки. Лігнін дуже важливий для біоенергетичних властивостей. Завдяки численним вуглець-вуглецевим зв'язкам, що можуть окислюватися, це висококалорійна сполука. Отже, біомаса з високим вмістом лігніну бажана при розгляді її для когенераційних цілей (комбінованого виробництва теплової та електричної енергії). Навпаки, лігнін може мати негативний вплив на вихід зброджуваних цукрів, отриманих після ферментативного оцукрювання, шляхом екранування целюлози і забезпечення поверхні, на якій целюлолітичні ферменти адсорбуються незворотно (Vermetis and Nicholson, 2006).

Поміж іншим, клітинна стінка містить структурні і неструктурні білки. Структурні білки є невід'ємною частиною клітинної стінки. Їх можна класифікувати як гідроксипролін-збагачені глікопротеїни, багаті гліцином білки, багаті проліном білки та арабіногалактанові білки. Неструктурні білки містять велику кількість постійних полімерів клітинної стінки та ферментів, які беруть участь у біосинтезі: пероксидази, гідролази, трансферази тощо.

Всі різні полімери клітинної стінки формують комплексну мережу (матрикс) зі складною структурою. Склад і архітектура клітинної стінки

варіюється залежно від типів клітин і стадій розвитку, що дозволяє клітинам оптимально функціонувати протягом свого життя (Ding and Himmel 2006; Desprez et al. 2007).

Хімічний склад деревини визначає її біоенергетичну якість, однак умови зростання також значним чином можуть впливають на термічну поведінку сировини.

5.4.1. Термічна деградація деревини спонтанної флори техноземів

На ділянці Покровської станції рекультивації земель були відібрані зразки спонтанної флори деревних культур: маслинки (*Elaeagnus angustifolia*), верби (*Salix Ч hybrida*), тополі (*Populus Ч hybrida*) та айланту (*Ailanthus altissima*), що зростали на насипному шарі чорнозему (НШЧ), фітомеліорованих сіро-зеленій глині (СЗГ), суміші лесоподібного суглинку та червоно-бурої глини (ЛС+ЧБГ).

Термічне розкладання 3-річної деревини досліджуваних рослин відбувається відповідно до двох процесів: розкладання летких сполук і руйнування основних компонентів: геміцелюлози, целюлози і лігніну (табл. 5.7). Перший період протікає в температурному діапазоні 50–180°C і характеризується низькими швидкостями і відсотком втрати ваги. Процес супроводжується ендотермічними реакціями, на кривих ДТГ спостерігається один пік деструкції.

Другий період характеризується екзотермічними реакціями і, у свою чергу, складається з трьох етапів. Так, під час термолізу деревини *Elaeagnus* на діаграмі ДТГ чітко простежуються три стадії: розкладання геміцелюлози з екстремальною точкою 270°C, руйнування целюлози з піком в інтервалі температур 290–300°C і розкладання лігніну без виражених піків Найбільша втрата маси спостерігається на другому етапі і складає 53,4–54,4 %.

Деревина *Salix* і *Populus* має схожий хімічний склад деревини та схожий процес термічної деструкції. Діапазони розкладання геміцелюлози та целюлози частково перекриваються, тому на кривих ДТГ проявляється тільки один пік за температури 300°C (табл. 5.7). Втрата ваги на цьому етапі складає 59,4–61,2 %. Розкладання лігніну і утворення негорючого залишку відбувається в температурному діапазоні 390–550°C зі слабким піком на рівні 440–450°C.

Термоліз деревини айланта починається при 50–60°C і закінчується при 590°C. На першому етапі швидкість процесу низька і втрата ваги не перевищує 7 %. Основне розкладання геміцелюлози айланта збігається з початком розпаду целюлози, тому в інтервалі деструкції холоцелюлози спостерігається тільки єдина точка екстремуму за температури 320°C. Втрата ваги на цьому етапі найбільша серед досліджених видів та складає 64,4 %. Розпад лігніну триває у діапазоні 400–590°C без яскраво виражених піків.

Таблиця 5.7

Термічне розкладання деревини спонтанної флори

<i>Elaeagnus</i>								
Стадія	ЛС+ЧБГ				СЗГ			
	Інтервал, °C	Точка екстремуму, °C	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата маси, %	Інтервал, °C	Точка екстремуму, °C	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата маси, %
I	50–170	90	11,2	8,0	30–180	90	17,8	15,0
II	170–280	270	32,8	24,6	180–280	270	27,6	21,6
III	280–360	290	32,8	28,8	280–360	300	37,4	32,8
IV	360–540	400	10,2	33,32	360–490	380	7,2	23,0
<i>Populus</i>								
Стадія	НШЧ				СЗГ			
	Інтервал, °C	Точка екстремуму, °C	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата маси, %	Інтервал, °C	Точка екстремуму, °C	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата маси, %
I	50–160	90	10,6	7,8	60–160	90	9,4	5,8
II, III	160–400	300	33,0	60,6	160–390	300	42,0	61,2
IV	400–550	440	8,4	23,4	390–550	440	11,4	25,8
<i>Salix</i>					<i>Ailanthus</i>			
Стадія	ЛС+ЧБГ				ЛС+ЧБГ			
	Інтервал, °C	Точка екстремуму, °C	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата маси, %	Інтервал, °C	Точка екстремуму, °C	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата маси, %
I	60–190	90	10,8	8,4	50–180	100	7,6	5,05
II, III	190–390	300	39,4	59,4	180–420	320	38,4	64,64
IV	390–540	450	10,8	23,2	400–590	460	9,2	24,6

Спостерігалися відмінності в теплових характеристиках рослин, що зростали на різних техноземах. Так, термоліз деревини рослин *Elaeagnus*, що росли на сіро-зеленій глині, починається і закінчується за більш низьких температур, ніж деревини на технічній суміші (ЛС+ЧБГ). Процеси на початковому етапі тривають швидше на 59,0 %, втрачання ваги збільшується на 87,5 %. На стадії розкладання основних компонентів геміцелюлоза і лігнін розкладаються з меншою швидкістю, а целюлоза, навпаки, з більшою (рис. 5.8). Частка залишкової маси більша: 7,6 % проти 5,3 % на суміші ЛС+ЧБГ. Деревина тополі має помітні відмінності у швидкості розкладання холоцелюлози. У деревині, вирощеній на сіро-зеленій глині, вона була на 27,3 % більшою, ніж у деревини рослин на чорноземі (рис. 5.9).

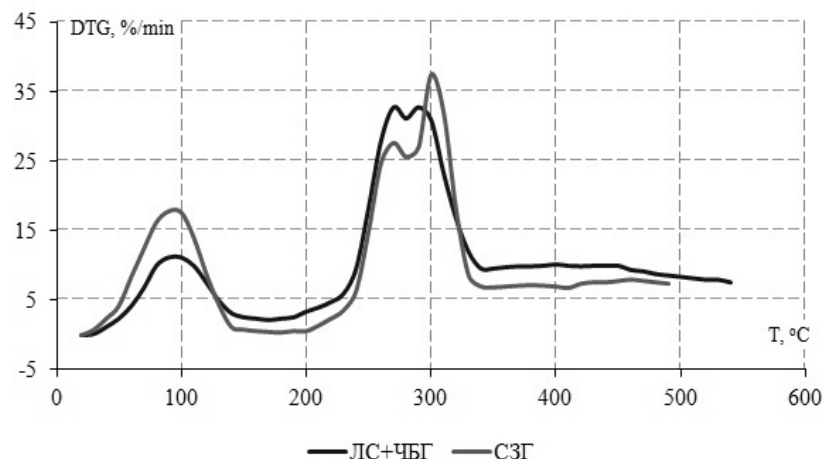


Рис. 5.8. ДТГ криві термічного розкладання деревини *Elaeagnus*, що росте техноземях

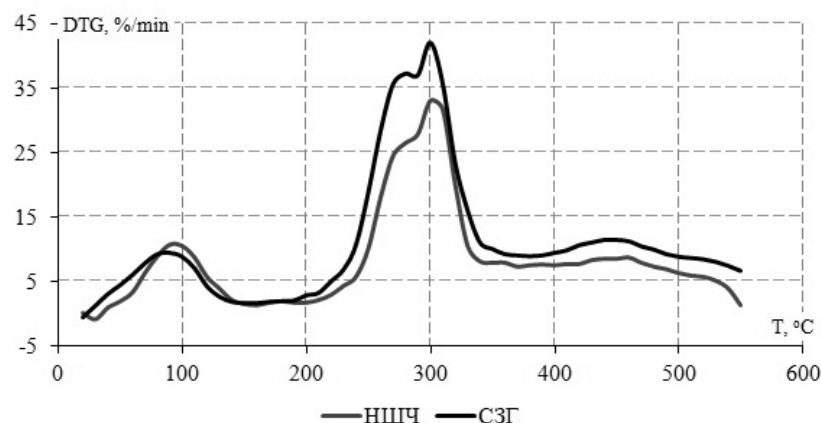


Рис. 5.9. ДТГ криві розкладання деревини *Populus*, що росте на техноземях

Також згоряння сировини, зібраної на цьому субстраті, було більш повним, відсоток залишкової маси склав 7,2 %, тоді як на чорноземі 8,2 %.

Таким чином, термічний розпад холоцелюлози маслини відбувається з двома яскраво вираженими точками екстремуму. У тополі, верби та айланта у цій області спостерігається тільки один пік, оскільки розкладання геміцелюлози відбувається за більш високих температур і її точка екстремуму перекривається піком деструкції целюлози.

Специфіка техноземів, на яких зростали досліджені рослини, впливає на теплові характеристики деревини. Зміни проявляються у швидкості проходження реакцій, вмісту легколетких компонентів та змінненні зольності деревини.

5.4.2. Порівняльний аналіз термічних характеристик різновікової деревини айланта найвищого

Враховуючи, що хімічний склад деревини може змінюватися з віком рослини, призводячи до змін у термічних характеристиках, було проведено порівняльний аналіз термолізу різновікової деревини рослин айланта, що зростали на техноземах.

Початок термічної деструкції, незалежно від віку деревини, починався майже за однакової температури 50–60°C. Але тривалість термолізу різна. Найкоротшим цей процес був у трирічній деревині, найдовший – у дворічній (табл. 5.8).

Таблиця 5.8

Термічне розкладання різновікової деревини айланту

Вік деревини	Стадія термолізу	Інтервал, °C	Точка екстремуму, °C	Максимальна швидкість %/хв	Втрата маси, %	Залишкова маса, %
1-річна	I	50–180	100	8,8	6,2	7,0
	II, III	180–400	290	31,0	59,4	
	IV	400–600	420	6,4	27,4	
2-річна	I	60–170	110	8,8	6,59	3,85
	II, III	170–380	320	35,8	56,03	
	IV	380–610	400	14,6	33,53	
3-річна	I	50–180	100	7,6	5,05	5,67
	II, III	180–420	320	38,4	64,64	
	IV	400–590	460	9,2	24,6	

Перший етап випаровування води та легколетких компонентів проходив без суттєвих відмінностей з максимальною швидкістю 7,6–8,8 %/хв. та точкою екстремуму за температури 100–110°C. Втрата ваги також була незначною – у межах 5–7 %.

Другий етап розкладання основних компонентів біомаси складається з двох стадій: розпад холоцелюлози та розпад лігніну. Деградація холоцелюлози відбувається у діапазоні від 170–180°C до 380–420°C. Інтервали розпаду геміцелюлози та целюлози частково перекриваються, тому на кривих ДТГ точка екстремуму розкладання геміцелюлози маскується піком деструкції целюлози (рис. 5.10). Залежно від віку деревини, втрата ваги на цьому етапі складала 56,0–64,6 %. Вміст холоцелюлози і швидкість її розкладання найбільш високі у трирічній деревині, але в однорічній деревині пік деструкції був зрушений у бік більш низьких температур.

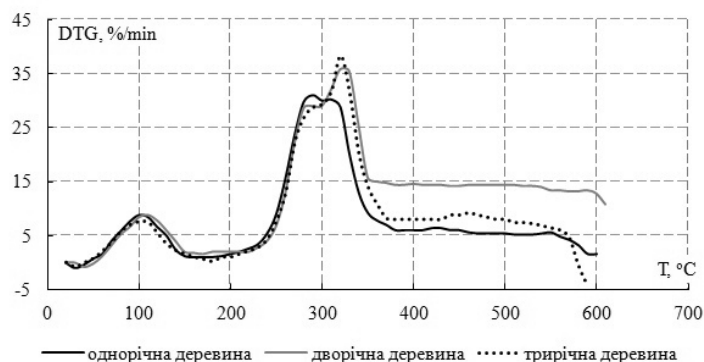


Рис. 5.10. ДТГ криві термічної деструкції різновікової деревини айлант на техноземах

Розкладання лігніну відбувалося в діапазоні 380–500°C. Швидкість деструкції була майже однаковою протягом усього процесу, але в дворічній деревині вона була значно більшою, ніж в однорічній та трирічній. Слабко виражена точка екстремуму спостерігалася за температури 400°C. В однорічній деревині пік деструкції лігніну був зафіксований за температури 420°C, в трирічній – за температури 460°C.

Останній етап термолізу та утворення неспалюваного залишку був найбільш тривалим у дворічній деревині. Також у цих зразках теплова деградація була найбільш повною, залишкова маса складала лише 3,85 % порівняно з однорічною (7,0 %) та трирічною (5,67 %) деревиною.

Було занотовано деякі відмінності у значеннях енергії активації в деревині різного віку. На початковому етапі термолізу найбільша енергія активації характерна для однорічної деревини (63,32 кДж/моль), найменша – для дворічної (53,08 кДж/моль). На стадії розкладання основних компонентів більш термостабільною виявилася деревина трирічного віку, енергія активації якої складала 66,87 кДж/моль. Однорічна деревина, навпаки, мала більш низку термостійкість – 60,45 кДж/моль.

5.4.3. Термоліз деревини павловнії, вирощеної на різних типах техноземів

Павловнія – це швидко зростальна культура, що набуває все більшої популярності у Європі для вирощування з метою отримання високоякісної деревини або енергетичної біомаси. На сьогодні найбільш відомими енергетичними рослинами з коротким оборотом вирощування є верба, тополя, робінія, вільха, осика. Усі згадані види рослин є рослинами фотосинтезу С3. Відомо, що більш ефективним шляхом є фотосинтез С4. Передбачається, що для деяких рослин успішне перетворення шляху

фотосинтезу С3 у С4 може призвести до збільшення врожаю на 50–60 % (Covsho et al., 2012). Павловнія саме з таких рослин. Додатковою перевагою павловнії є здатність пристосовуватися до різних кліматичних умов, продукувати високий урожай біомаси, а також можливість створення плантацій на пустирях, малопродуктивних та деградованих землях (Moreno et al., 2017).

Зазвичай використовують різні міжвидові гібриди павловнії (Clones *in vitro* 112, COT2, L1, X1, Cotevisia, Sundsu тощо), які характеризуються більшою стійкістю до умов навколишнього середовища та наросуванням біомаси, ніж природні види (Zuazo et al. 2013; Icka et al. 2016; Berdyn et al. 2017). Для отримання деревини павловнію вирощують у 7–10-річному циклі, для отримання твердопаливної сировини – у 3-річному циклі та за умов більш щільної посадки. У коротких ротаціях урожайність біомаси може складати 24000–25000 кг сухої речовини/га (Barton et al., 2007; Berdyn et al. 2017).

Деревина павловнії досить легка, не всихає під час сушіння. Згідно з опублікованими даними (Kalaycioglu et al., 2005; Akyildiz and Kol, 2010; Koman and Feher, 2017), щільність деревини різних видів павловнії складає 0,26–0,32 г/см³, об'ємне осідання та набухання дорівнює 7,8–8,4%. Через низьку щільність значення міцності також невисокі. Модуль розриву та модуль пружності становлять 29 МПа та 3970 МПа відповідно (Zhang et al., 2016). Лігнін та холоцелюлоза деревини павловнії мають значно вищу розчинність у воді, лугах та спирто-бензолі, ніж хвойні та інші листяні породи. Деревина павловнії має меншу кількість клітковини і більший вміст коротких клітин паренхіми.

Хімічні та механічні властивості деревини павловнії визначають її теплові характеристики. Деревина павловнії за шкалою твердості Янки належить до класу I – дуже м'яка деревина. Біовугілля з павловнії, вироблене при 600°C, є чистим вуглецем без органічного складу, що характеризується розміром пор від 35,8 до 290,5 мкм. Такий матеріал після належної обробки можна застосовувати як фільтруючий засіб або каталізатор. Теплотворна здатність у сухій масі становить 19470 Дж/г, вміст золи та хлору низький – 1,29 % та 0,01 % відповідно (Lisiecka et al., 2018). Відомо, що на кінетичні особливості біомаси можуть впливати також тип ґрунту та методика вирощування (Rodrigues et al., 2017; Achinelli et al., 2018). Для перевірки цього ствердження у зазначеному дослідженні було випробувано трирічну деревину рослин павловнії Clone 112, що зростали на двох типах гірничих субстратів: насипному шарі чорнозему (НШЧ) та технічній суміші лесоподібного суглинку й червоно-бурої глини (ЛС+ЧБГ).

В обох варіантах дослідження термічна деградація деревини починалася за температури 60°C та закінчувалася за температури 560°C (табл. 5.9). Перший етап випаровування води та розкладання легколетких компонентів

був коротшим у варіанті з насипним шаром чорнозему. Однак швидкість цього процесу була вищою у деревині, вирощеній на технічній суміші. Точки екстремуму спостерігалися за однакової температури 110°C в обох варіантах дослідів. Втрата ваги становила 4,82 % (НШЧ) та 5,4 % (ЛС+ЧБГ).

Таблиця 5.9

Термічне розкладання деревини павловнії									
Стадія	НШЧ				ЛС+ЧБГ				
	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата маси, %	Інтервал, °С	Точка екстремуму, °С	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата маси, %	
I	60-160	110	5,6	4,82	60-190	110	7,4	5,4	
II, III	160-360	270	41,8	59,7	190-400	270	46,2	67,6	
IV	360-560	360	6,4	29,55	400-560	410	6,6	21,4	
Частка залишкової маси. %				5,93	Частка залишкової маси. %				5,6

Діапазони двох наступних стадій розкладання геміцелюлози та целюлози частково перекривалися. Точка екстремуму розпаду геміцелюлози була замаскована точкою екстремуму розкладання целюлози, тому на кривих ДТГ у цій області спостерігався тільки один пік (рис. 5.11).

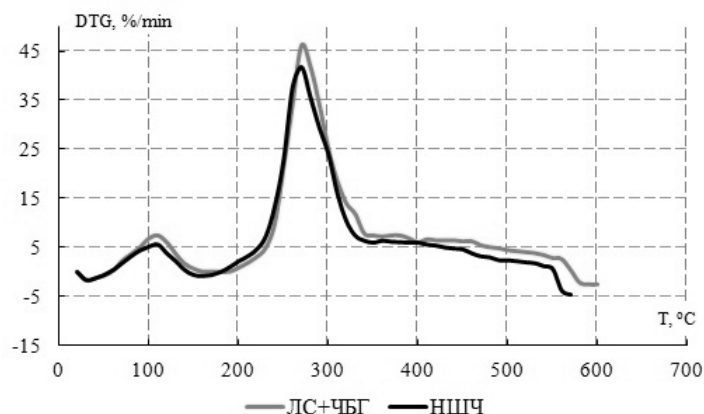


Рис. 5.11. ДТГ криві термолізу деревини павловнії та техноземмах

У варіанті на технічній суміші тривалість процесу деструкції холоцелюлози була більша, швидкість вища. Відсоток втрати ваги також був більшим – 67,6 % проти 59,7 %. Точка екстремуму спостерігалася за температурі 270°C в обох варіантах.

Останній етап розкладання лігніну проходив досить повільно. Найбільша швидкість складала 6,4–6,6 %/хв. У варіанті з технічною сумішшю цей процес був коротшим, а пік деструкції – зсунутий у бік більш високих температур. Втрата ваги (21,4 %) була меншою, ніж у варіанті з чорноземом (29,55 %). Повнота згоряння деревини була майже однаковою на обох субстратах, частка залишкової маси становила 5,6 % (ЛС+ЧБГ) та 5,9 % (НШЧ).

Майже увесь початковий етап термолізу проходив з поглинанням енергії та супроводжувався ендотермічними реакціями. Глибока деструкція високомолекулярних компонентів – холоцелюлози та лігніну з утворенням низькомолекулярних продуктів – проходили з виділенням енергії. Найбільш яскравий екзотермічний ефект спостерігався у діапазоні температур 390–440°C (рис. 5.12).

Основним показником термостійкості деревини є енергія активації – надлишок енергії, необхідної для руйнування хімічних зв'язків, що утворюють основний ланцюг полімеру.

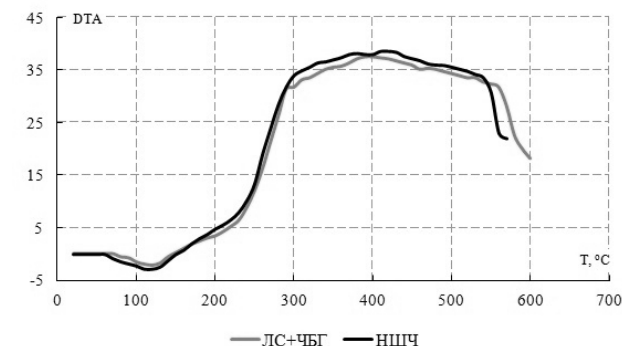


Рис. 5.12. Термічні ефекти деструкції деревини павловнії на техноземмах

Визначення цього параметру на початковій стадії деструкції та на етапі розкладання основних компонентів показало, що термостабільність деревини рослин, вирощених на технічній суміші, була вища, ніж деревини у варіанті з чорноземом. Найбільша різниця спостерігалася на початку термолізу: енергія активації деревини з технічної суміші становила 84,48 кДж/моль, з насипного шару чорнозему – лише 50,61 кДж/моль. На етапі розкладання основних компонентів відмінності між показниками енергії активації були незначними: 65,12 кДж/моль (ЛС+ЧБГ) та 63,80 кДж/моль (НШЧ).

Таким чином, доведено вплив типу ґрунту на теплові характеристики деревини. Найбільш чутливими до умов навколишнього середовища є легколеткі компоненти, які, у свою чергу, впливають на швидкість проходження реакцій та на термостабільність деревини.

ВИСНОВОК

Очікується, що попит на біомасу значно зросте протягом наступних десятиліть і сприятиме розвитку світової економіки на біологічній основі. Численні прогнози свідчать про те, що вирощування енергетичних культур другого покоління на маргінальних землях зможуть задовольнити великий попит на біосировину.

Залежно від типу корисних копалин та способів їх видобутку, техноземи, що утворюються у цьому процесі, мають свої специфічні особливості. Так, склад і властивості едафічних конструкцій техноземів Нікопольського марагацеврудного родовища трансформуються на різних етапах біологічного освоєння та використання. Спочатку ці субстрати мають дещо негативні показники. У перші роки спостерігається переущільнення і зменшення пористості, низьке забезпечення основними поживними елементами, вміст легкорозчинних солей підвищений. В результаті біологічного освоєння динаміка змін властивостей та поживних режимів фітомеліорованих гірничих порід набуває позитивного руху в напрямку до рівня зональних ґрунтів. В результаті функціонування корневих систем рослин і різних фізіологічних груп мікроорганізмів накопичуються ферменти, які акумулюються орґано-мінеральною частиною едафотопів. Штучні едафотопи за своїми основними показниками біологічної активності майже завжди наближаються до зональних південних чорноземів.

За нормування біопродуктивності зернових культур на маргінальних землях у Західному Донбасі найбільший позитивний вплив робить повне накладення всіх факторів рекультивації. Однак провідним із цих факторів є створення екрану лесоподібного суглинку, а найбільш продуктивною культурою – кукурудза на зерно по чорному пару. У цілому ж розподіл культур за спаданням рівня кількості біомаси соломи такий: на першому місці – кукурудза, розміщена по пару; другому – кукурудза по озимій пшениці; третьому – кукурудза по кукурудзі на зерно; четвертому – озима пшениця по пару; п'ятому – ярий ячмінь по стерні. Найбільший винос енергії з біомасою соломи зафіксований при вирощуванні кукурудзи, на другому місці – озима пшениця, на третьому – люцерна.

Більшість гірничих субстратів Нікопольського марґанцеворудного родовища придатні для створення промислових плантацій енергетичних культур. Найбільш сприятливими для вирощування міскантусу є лесоподібний суглинок, червоно-бура глина та їхня суміш. Темно-сіра сланцева глина не придатна для вирощування міскантусу як енергетичної культури через низьку продуктивність. Найкращими субстратами для світчґрасу є червона-бура глина, лесоподібний та червоно-бурий суглинки, а також сіро-зелена глина. Варіанти з чорноземом та темно-сірою сланцевою глиною є найгіршими за врожайністю. Тим не менше,

продуктивність світчґрасу на темно-сірій сланцевій глині вища за міскантусову, тому використання цього субстрату для отримання сировини світчґрасу цілком доцільно.

Застосування ґрунтових домішок є доцільним для підвищення виходу енергії з біомасою швидкорослих багаторічних трав'янистих культур на малопродуктивних рекультивованих землях. Так, застосування мінеральних добрив на плантаціях з міскантусом може збільшити вихід енергії міскантусу до 360–370 ГДж/га, світчґрасу – до 310–320 ГДж/га. Застосування осаду стічних вод дозволяє отримати найкращий результат та збільшити вихід енергії до 370–560 ГДж/га (міскантус) та до 300–400 ГДж/га (світчґрас).

Є перспективи створення на рекультивованих землях плантацій швидкорослих деревних культур з коротким циклом вирощування (тополя, айлант, маслинка, робінія, павловнія тощо), але добору видів та культиварів слід приділяти особливу увагу.

Специфічні властивості техноземів мають певний вплив на термічні характеристики біомаси трав'янистих та деревних рослин. Змінюється тривалість термолізу, спостерігається зміщення інтервалів розкладання геміцелюлози та целюлози і варіювання часток залишкової маси після згоряння сировини. Також можливі невеликі зміни у показниках енергії активації. Основного впливу зазнають легколеткі компоненти біомаси як найбільш чутливі до умов навколишнього середовища речовини. Вони, у свою чергу, впливають на швидкість проходження реакцій та на термостабільність деревини і трав'янистої біомаси.

Отже, маловитратна інноваційна стратегія вирощування таких трав'янистих багаторічних культур, як міскантус і світчґрас, разом зі створенням плантацій швидкорослих деревних культур на рекультивованих землях Дніпропетровської області зможе забезпечити біомасу для сучасних біотехнологій виробництва біопалива та біоматеріалів без будь-якого ризику відняти землю, необхідну для виробництва харчових та (або) кормових продуктів.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Aboytes-Ojeda M., Castillo-Villar K.K., Yu T.E., Boyer C.N., English B.C., Larson J.A., Kline L.M., Labbay N. A Principal Component Analysis in Switchgrass Chemical Composition. *Energies*. 2016. Vol. 9 (913). <https://doi.org/10.3390/en9110913>.
2. Achinelli F.G., Doffo G., Barotto A.J., Luquez V., Monteoliva S. Effects of irrigation, plantation density and clonal composition on woody biomass quality for bioenergy in a short rotation culture system with willows (*Salix* spp.). *Revista Brvora*. 2018. Vol. 42 (2). <https://doi.org/10.1590/1806-90882018000200010>.
3. Akyildiz M.H., Kol H.S. Some technological properties and uses of paulownia (*Paulownia tomentosa* Steud.) wood. *Journal of Environmental Biology*. 2010. Vol. 31 (3). P. 351–355.
4. Anderson E., Arundale R., Maughan M., Olandeinde A., Wycislo A., Voigt T. Growth and agronomy of *Miscanthus igitanteus* for biomass production. *Biofuels*. 2011. Vol. 2 (1). P. 71–87. <https://doi.org/10.4155/bfs.10.80>.
5. Antonkiewicz J., Peika R., Bik-Maiodzieska M., Ĺukowska G., Glec-Karolczyk K. The effect of cellulose production waste and municipal sewage sludge on biomass and heavy metal uptake by a plant mixture. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018. Vol. 25. P. 31101–31112. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3109-5>.
6. Arnoult S., Brancourt-Hulmel M.A. Review on *Miscanthus* biomass production and composition for bioenergy use: genotypic and environmental variability and implications for breeding. *Bioenerg. Res*. 2015. Vol. 8. P. 502–526. <https://doi.org/10.1007/s12155-014-9524-7>.
7. Balsamo R.A., Kelly W.J., Satrio J.A., Ruiz-Felix M.N., Fetterman M., Wyn R., Hagel K. Utilization of Grasses for Potential Biofuel Production and Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils. *International Journal of Phytoremediation*. 2015. Vol. 17 (5). P. 448–455. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.922918>.
8. Barbosa B., Bolño S., Sidella S., Costa J., Duarte M.P., Mendes B., Cosentino S.L., Fernando A.L. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils Using the Perennial Energy Crops *Miscanthus* spp. and *Arundo donax* L. *BioEnergy Research*. 2015. Vol. 8 (4). P. 1500–1511. <https://doi.org/10.1007/s12155-015-9688-9>.
9. Barton I., Nicholas I., Ecroyd C. *Paulownia*. Forest Research Bulletin 231. New Zealand Forest Research Institute: Rotorua, New Zealand, 2007. 76 p.
10. Berdyn Berdyn J., Montero Calvo A. J., Royano Barroso L., Parralejo Alcobendas A.I., González Cortiis J. Study of *Paulownia*'s Biomass Production in Mírida (Badajoz), Southwestern Spain. *Environment and Ecology Research*. 2017. Vol. (7). P. 521–527. <https://doi.org/10.13189/eer.2017.050709>.
11. Berndes G., Hoogwijk M., Broek R. The contribution of biomass in the future global energy supply: a review of 17 studies. *Biomass & Bioenergy*. 2003. Vol. 25. P. 1–28. [doi:10.1016/S0961-9534\(02\)00185-X](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00185-X).
12. Bhardwaj, A.K., Zenone, T., Chen, J. (Eds.). *Sustainable Biofuels*. Berlin, Boston: De Gruyter, 2017. 175 p. <https://doi.org/10.1515/9783110275896>.
13. Boateng A.A., Hicks K.B., Vogel K.P. Pyrolysis of switchgrass (*Panicum virgatum*) harvested at several stages of maturity. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*. 2006. Vol. 75. P. 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2005.03.005>.
14. Boehmel C., Lewandowski I., Claupein W. Comparing annual and perennial energy cropping systems with different management intensities. *Agricultural Systems*. 2008. Vol. 96 (1–3). P. 224–236. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2007.08.004>.
15. Borovka L., Vacek O., Jehlička J. Principal component analysis as a tool to indicate the origin of potentially toxic elements in soils. *Geoderma*. 2005. Vol. 128 (3–4). P. 289–300. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.04.010>.
16. Bransby D.I., Walker R. H., Miller M.S. Development of optimal establishment and cultural practices for switchgrass as an energy crop. Five year summary report. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, 1997.
17. Braun R., Karlen D., Johnson D. (ed.). *Sustainable Alternative Fuel Feedstock Opportunities, Challenges and Roadmaps for Six U.S. Regions*. Embassy Suites, Centennial Olympic Park Atlanta, GA. 2010. 435 p.
18. Bridgwater A.V. Thermal conversion of biomass and waste: the status. *Gasification: the Clean choice for carbon Management*: proc.of Conference, Noordwijk, the Netherlands. 8–10 April 2002. P. 1–25.
19. Bridgwater A.V., Meier D., Radlein D. An overview of fast pyrolysis of biomass. *Organic Geochemistry*. 1999. Vol. 30 (12). P. 1479–1493.
20. Broeckx L.S., Verlinden M.S., Ceulemans R. Establishment and two-year growth of a bio-energy plantation with fast-growing *Populus* trees in Flanders (Belgium): Effects of genotype and former land use. *Biomass and Bioenergy*. 2012. Vol. 42. P. 151–163. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.03.005>.
21. Brosse N., Dufour A., Meng X., Sun Q., Radauskas A. *Miscanthus*: a fast-growing crop for biofuels and chemicals production. *Biofuels, Bioprod. Bioref.* 2012. P. 1–19. <https://doi.org/10.1002/bbb.1353>.
22. Brostow W., Menard K.P., Menard N. Combustion properties of several species of wood. *Chem. Chem. Technol.* 2009. Vol. 3 (3). P. 173–176.
23. Burli P., Forgoston E., Lal P., Billings L., Wolde B. Adoption of switchgrass cultivation for biofuel under uncertainty: A discrete-time modeling approach. *Biomass and Bioenergy*. 2017. Vol. 105. P. 107–115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.06.012>.
24. Carrier M., Loppinet-Serani A., Denux D., Lasnier J.M., Ham-Pichavant F., Cansell F., Aymonier C. Thermogravimetric analysis as a new method to determine the lignocellulosic composition of biomass. *Biomass and Bioenergy*, 2011. Vol. 35. P. 298–307.

25. Casler M.D., Vogel K.P. Selection for biomass yield in upland, lowland, and hybrid switchgrass. *Crop Sci.* 2014. Vol. 54. P. 626–636. <https://doi.org/10.2135/cropsci2013.04.0239>.
26. Chaignon, V., Hinsinger, P. A Biotest for Evaluating Copper Bioavailability to Plants in a Contaminated Soil. *Journal of Environmental Quality.* 2003. Vol. 32. P. 824–833. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.8240>.
27. Cherney J.H., Cherney D.J.R., Paddock K.M. Biomass Yield and Composition of Switchgrass Bales on Marginal Land as Influenced by Harvest Management Scheme. *Bioenergy Research.* 2018. Vol. 11(1). P. 34–43. <https://doi.org/10.1007/s12155-017-9875-y>.
28. Christersson L. Poplar plantations for paper and energy in the south of Sweden. *Biomass and Bioenergy.* 2008. Vol. 32 (11). P. 997–1000. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.12.018>.
29. Christian D.G., Elbersen H.W. Switchgrass (*Panicum virgatum* L.). *Energy plant species. Their use and impact on environment and development.* Vol. I. James and James, London, 1998. P. 257–263.
30. Chu S., Majumdar A. Opportunities and challenges for a sustainable energy future. *Nature.* 2012. Vol. 488. P. 294–303. <https://doi.org/10.1038/nature11475>; pmid: 22895334.
31. Clifton-Brown J.C., Lewandowski I. Water-use efficiency and biomass partitioning of three different *Miscanthus* genotypes with limited and unlimited water supply. *Ann. Bot.* 2000. Vol. 86 (1). P. 191–200. <https://doi.org/10.1006/anbo.2000.1183>.
32. Clifton-Brown J.C., Stampfl P.F., Jones M.B. *Miscanthus* biomass production for energy in Europe and its potential contribution to decreasing fossil fuel carbon emissions. *Global Change Biolog.* 2004. Vol. 10. P. 509–518. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00749.x>.
33. Coleman M., Tolsted D., Nichols T., Johnson W.D., Wene E.J., Houghtaling T. Post-establishment fertilization of Minnesota hybrid poplar plantations. *Biomass and Bioenergy.* 2006. Vol. 30 (8–9). P. 740–749. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2006.01.001>.
34. Covsho S., Hibberd J.M. Integrating C4 photosynthesis into C3 crops to increase yield potential. *Curr. Opin. Biotechnol.* 2012. Vol. 23. P. 209–214.
35. Dauber J., Brown C., Fernando A.L., Finnan J., Krasuska E., Ponitka J., Styles D., Thron D., Van Groenigen K.J., Weih M., Zah R. Bioenergy from “surplus” land: environmental and socio-economic implications. *BioRisk.* 2012. Vol. 7. P. 5–50. <https://doi.org/10.3897/biorisk.7.3036>.
36. de Vries S.C., van de Ven G.W.J., van Ittersum M.K., Giller K.E. Resource use efficiency and environmental performance of nine major biofuel crops, processed by first-generation conversion techniques. *Biomass and Bioenergy.* 2010. Vol. 34. P. 588–601.
37. Desprez T., Juraniec M., Crowell E., Jouy H., Pochylova Z., Parcy F., Hufte H., Gonneau M., Vernhettes S. Organization of cellulose synthase complexes involved in primary cell wall synthesis in *Arabidopsis thaliana*. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 2007. Vol. 104. P. 15572–15577.
38. Dickmann, D.I. Silviculture and biology of short-rotation woody crops in temperate regions: then and now. *Biomass Bioenergy.* 2006. Vol. 30. P. 696–705. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.02.008>.
39. Dillen S. Y., Kasmioi O. El, Marron N., Calfapietra C., Ceulemans R. Poplar. *Energy Crops*/Ed. N. G. Halford, A. Karp. Chapter 14. RSC Publishing, 2011. P. 275–300. <https://doi.org/10.1039/9781849732048>.
40. Ding S.Y., Himmel M.E. The maize primary cell wall microfibril: a new model derived from direct visualization. *J. Agric. Food Chem.* 2006. Vol. 54. P. 597–606.
41. Dohleman F.G., Heaton E.A., Leakey A.D.B., Long S.P. Does greater leaf-level photosynthesis contribute to greater solar energy conversion efficiency in *Miscanthus* when compared to switchgrass? *Plant, Cell and Environment.* 2009. Vol. 32 (11). P. 1525–1537. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.02017.x>.
42. Dohleman F.G., Long S.P. (2009). More productive than Maize in the Midwest: how does *Miscanthus* do it? *Plant Physiology.* 2009. Vol. 150. P. 2104–2115. <https://doi.org/10.1104/pp.109.139162>
43. Dubova L., Limane B., Muter O., Versilovskis A., Zarina Dz., Alsina I. Effect of nitroaromatic compounds on the growth of potted plants. *Current Research Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology.* 2009. P. 24–28. https://doi.org/10.1142/9789812837554_0005.
44. Elbehri A., Segersted A., Liu P. Biofuels and the sustainability challenge: A global assessment of sustainability issues, trends and policies for biofuels and related feedstocks. FAO, 2013. 188 p.
45. Emerson R., Hoover A., Ray A., Lacey J., Cortez M., Payne C., Karlen D., Birrell S., Laird D., Kallenbach R., Egenolf J., Sousek M., Voigt T. Drought effects on composition and yield for corn stover, mixed grasses, and *Miscanthus* as bioenergy feedstocks, *Biofuels.* 2014. Vol. 5 (3). P. 275–291. <https://doi.org/10.1080/17597269.2014.913904>.
46. Farrell A.E., Plevin R.J., Turner B.T., Jones A.D., O’Hare M., Kammen D.M. Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science.* 2006. Vol. 311. P. 506–508. <https://doi.org/10.1126/science.1121416>.
47. Feng Q., Chaubey I., Engel B., Cibir R., Sudheer K.P., Volenec J. Marginal land suitability for switchgrass, *Miscanthus* and hybrid poplar in the Upper Mississippi River Basin (UMRB). *Environmental Modelling & Software.* 2017. Vol. 93. P. 356–365. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.027>.
48. Feng X., He Y., Fang J., Fang Z., Jiang B., Brancourt-Hulmel M., Zheng B., Jiang D. Comparison of the growth and biomass production of *Miscanthus sinensis*, *Miscanthus floridulus* and *Saccharinum arundinaceum*. *Spanish Journal of Agricultural Research.* 2015. Vol. 13 (3). P. 1–10.

49. Field C.B., Campbell J.E., Lobell D.B. Biomass energy: The scale of the potential resource. *Trends Ecol. Evol.* 2008. Vol. 23. P. 65–72. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.12.001>.
50. Friasa J. A., Hao Feng H. Switchable butadiene sulfone pretreatment of Miscanthus in the presence of water. *Green Chemistry*. 2013. Vol. 15. P. 1067–1078. <https://doi.org/10.1039/c3gc37099b>.
51. Garcha-Morote F.A., Lypez-Serrano F.R., Martínez-Garcha E., Andrés-Abellón M., Dadi T., Candel D., Rubio E., Lucas-Borja M.E. Stem Biomass Production of Paulownia elongata и P. fortunei under Low Irrigation in a Semi-Arid Environment. *Forests*. 2014. 5 (10). P. 2505–2520. <https://doi.org/10.3390/f5102505>.
52. Gelfand I., Zenone T., Jasrotia P., Chen J., Hamilton S., Robertson G.P. Carbon debt of Conservation Reserve Program (CRP) grasslands converted to bioenergy production. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 2011. Vol. 108. P. 13864–13869. <https://doi.org/10.1073/pnas.1017277108>.
53. Gelfand, I., Sahajpal, R., Zhang, X., Izaurralde C., Gross K.L., Robertson G.P. Sustainable bioenergy production from marginal lands in the US Midwest. *Nature*. 2013. Vol. 493. P. 514–517. <https://doi.org/10.1038/nature11811>.
54. Geng W. Effect of Delignification on Hemicellulose Extraction from Switchgrass, Poplar, and Pine and Its Effect on Enzymatic Convertibility of Cellulose-rich Residues. *Bioresources*. 2018. Vol. 13 (3). P. 4946–4963. <https://doi.org/10.15376/biores.13.3.4946-4963>.
55. Glowacka K., Jezowski, Kaczmarek Z. Gas exchange and yield in Miscanthus species for three years at two locations in Poland. *Canadian Journal of Plant Science*. 2013. Vol. 93. P. 627–637.
56. Hanger M., Romantschuk M., Penttinen P.-P., Egfors A., Marchand C., Augustsson A. Assessing toxicity of metal contaminated soil from glassworks sites with a battery of biotests. *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 613–614. P. 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.121>.
57. Hartsough B., Spinelli R. Recent reports on SRC harvesters in Europe, Final project report to Oak Ridge National Laboratory. University of California, Davis, CA, 2001. p. 27.
58. Heaton E.A., Dohleman F.G., Long S.P. Meeting US Biofuel goals with less land: the potential of Miscanthus. *Global Change Biology*. 2008. Vol. 14. P. 2000–2014. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01662.x>.
59. Hon D N.-S., Shiraishi N. Wood and cellulosic chemistry – 2nd ed., rev. and expanded. Marcel Dekker, Inc. New York, 2001. 506 p.
60. Horvath B., Gruiz K., Sara B. Exotoxicological testing of soil by four bacterial biotests. *Toxicological and Environmental Chemistry*. 1997. Vol. 58 (1–4). P. 223–235. <https://doi.org/10.1080/02772249709358412>.
61. Humentyk M., Kwak V., Zamoyski O., Radejko B. Biomass productivity of Miscanthus depending on the quality of planting material and growing conditions in the western forest-steppe region of Ukraine. *MOTROL. Commission of Motorization and Energetics in Agriculture*. 2013. Vol. 15 (4). P. 84–89.
62. Icka P., Damo R., Icka E. Paulownia tomentosa, a fast growing timber. *Ann. Valahia Univ. Targoviste, Agric.* 2016. Vol. 10 (1). P. 14–19.
63. Jahirul M.I., Rasul M.G., Chowdhury A.A., Ashwath N. Biofuels Production through Biomass Pyrolysis. A Technological Review. *Energies*. 2012. Vol. 5. P. 4952–5001.
64. Jakovljević M., Lilić N., Kolonja B., Knehević D., Petrić M., Tadić V., Nedić M. Biomass production as renewable energy resource at reclaimed Serbian lignite open-cast mines. *Thermal Science*. 2015. Vol. 19 (3). P. 823–835. <https://doi.org/10.2298/TSCI140626014J>.
65. Jirjis R. Effects of particle size and pile height on storage and fuel quality of comminuted Salix viminalis. *Biomass Bioenergy*. 2005. Vol. 28. P. 193–201.
66. Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. 4th edition. Boca Raton, FL, USA: CRC Press/Taylor & Francis Group, 2010. 548 p.
67. Kalaycioglu H., Deniz I., Hizioglu S. Some of the properties of particleboard made from paulownia. *J Wood Sci.* 2005. Vol. 51. P. 410–414. <https://doi.org/10.1007/s10086-004-0665-8>.
68. Karacic, A., Verwijst, T., Weih, M. Above-ground woody biomass production of short-rotation Populus plantations on agricultural land in Sweden. *Scand. J. For. Res.* 2003. Vol. 18. P.427–437. <https://doi.org/10.1080/02827580310009113>
69. Khanna M., Dhengana B., Clifton-Brown J. Costs of producing miscanthus and switchgrass for bioenergy in Illinois. *Biomass and Bioenergy*. 2008. Vol. 32 (6). P. 482–493. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.11.003>.
70. Kharytonov, M. Geochemical assessment of reclaimed lands in the mining regions of Ukraine. NATO ARW Soil chemical pollution, risk assessment, remediation and security. Springer, Netherlands, 2008. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4020-8257-3_16.
71. Kharytonov, M.M., Resio Espejo, J.M. (2013). Prospects of the Nikopol manganese basin rocks using for land reclamation. *Gruntoznavstvo*. 2013. Vol. 14 (1–2). P. 78–86. http://www.ussj.cv.ua/2013_t14_1-2/index.html.
72. Kiesel A., Nunn C., Iqbal Y., Weijde T., Wanger M., Ozguven M., Tarakanov I., Kalinina O., Trindade L., Clifton-Brown J., Lewandowski I. Site-Specific Management of Miscanthus Genotypes for Combustion and Anaerobic Digestion: A Comparison of Energy Yields. *Front. Plant Sci.* 2017. Vol. 8. P. 1–15. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00347>.
73. Koman S., Feher S. Physical and mechanical properties of paulownia tomentosa wood planted in Hungaria. *Wood research*. 2017. Vol. 62 (2). P. 335–340.
74. Korzeniowska J., Stanislawska-Glubiak E. Phytoremediation potential of Miscanthus ґ giganteus and Spartina pectinata in soil contaminated with

- heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015. Vol. 22 (15). P. 11648–11657. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4439-1>
75. Kroik G., Gorova A., Pavlichenko A. (2010). Assessment of the degree man-made pollution soil areas industrial agglomerations Dnipropetrovsk region. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2010. 18 (3/2). P. 42–51. <https://doi.org/https://doi.org/10.15421/111008>.
 76. Krutul D., Antczak A., Radomski A., Drozddek M., Klosinska T., Zawadzki J. The chemical compositions of poplar wood in relation to the species and the age of trees. *Annals of Warsaw University of Life Science. Forestry and Wood Technology*. 2019. Vol. 107. P. 131–138.
 77. Kumar A., Wang L., Dzenis Y.A., Jones D.D., Hanna M. Thermogravimetric characterization of corn stover as gasification and pyrolysis feedstock. *Biomass and Bioenergy*. 2008. Vol. 32 (5). P. 460–467.
 78. Kuter, N. Reclamation of degraded landscapes due to opencast mining. *Advances in Landscape Architecture. Chapter 33*. 2013. P. 23–858. <http://dx.doi.org/10.5772/55796>.
 79. Kutsokon N.K., Jose Ah., Holzmüller E. A global analysis of temperature effect on Populus plantation production potential. *American Journal of Plant Science*. 2014. Vol. 6. P. 23–33.
 80. Labrecque M., Teodorescu T. 2005. Field performance and biomass production of 12 willow and poplar clones in short-rotation coppice in southern Quebec (Canada). *Biomass and Bioenergy*. 2005. Vol. 29 (1). P. 1–9.
 81. Langan P., Sukumar N., Nishiyama Y., Chanzy H. Synchrotron X-ray structures of cellulose I α and regenerated cellulose II at ambient temperature and 100 K. *Cellulose*. 2005. Vol. 12. P. 551–562.
 82. Le S.H., Ji W., Yang H.J., Kang S.Y., Kang D.M. Reclamation of mine-degraded agricultural soils from metal mining: lessons from 4 years of monitoring activity in Korea. *Environ. Earth Sci*. 2017. Vol. 76. Art. 720. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7076-9>.
 83. Legwaila I.A., Lange E., Cripps J. (2015). Quarry reclamation in England: a review of techniques. *JASMR*. 2015. Vol. 4 (2). P. 55–79. <http://doi.org/10.21000/JASMR15020055>.
 84. Lewandowski I., Schmidt U. Nitrogen, energy and land use efficiencies of miscanthus, reed canary grass and triticale as determined by the boundary line approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2006. Vol. 112. P. 335–346.
 85. Li L., Wang G., Wang Sh., Qin S. Thermogravimetric and kinetic analysis of energy crop Jerusalem artichoke using distributed activation energy model. *J. of thermal analysis and calorimetry*. 2013. Vol. 3. <https://doi.org/10.1007/s10973-013-3115-2>.
 86. Lisiecka B., Bokuvka O., Tanski T., Krzeminski J., Jambor M. Obtaining of biomorphic composites based on carbon materials. *Prod. Eng. Arch*. 2018. Vol. 19. P. 22–25.
 87. Lugovaya Y.R., Orlova K.N., Litovkin S.V., Malchik A.G., Gaydamak M.A. Biotesting as a method of evaluating waste hazard in metallic mineral mining. *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering*. 2016. Vol. 127. Art. 012026. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/127/1/012026>.
 88. Manzone M., Airolidi G., Balsari P. Energetic and economic evaluation of a poplar cultivation for the biomass production in Italy. *Biomass and Bioenergy*. 2009. Vol. 33 (9). P. 1258–1264. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.05.024>.
 89. Marra M., Keene T., Skousen J., Griggs T. Switchgrass yield on reclaimed surface mines for bioenergy production. *J. Environ. Qual*. 2013. Vol. 42 (3). P. 696–703. doi:10.2134/jeq2012.0453.
 90. Matyka M., Kus J. Influence of soil quality for yielding and biometric features of Miscanthus $\times$ giganteus. *Pol. J. Environ. Stud*. 2016. Vol. 25 (1). P. 231–219.
 91. McIntyre T. Phytoremediation of Heavy Metals from Soils. *Phytoremediation. Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*. 2003. Vol. 78. P. 98–122. https://doi.org/10.1007/3-540-45991-X_4.
 92. Menéndez J., Loredó J. Reclamation of Degraded Landscape due to Open Pit Coal Mining: Biomass for Renewable Power Plants. *WSEAS Transactions on Environment and Development*. 2018. Vol. 14. P. 251–255. <http://www.wseas.org/multimedia/journals/environment/2018/a505915-aav.php>
 93. Mitchell R., Vogel K., Kenneth P., Uden D.R. The feasibility of switchgrass for biofuel production. *Biofuels*. 2012. Vol. 3 (2). P. 47–59. <http://digitalcommons.unl.edu/ncfwrustaff/169>.
 94. Moreno J.L., Bastida F., Ondoco S., Garcha C., Andrés-Abellón M., López-Serrano F.R. Agro-forestry management of Paulownia plantations and their impact on soil biological quality: The effects of fertilization and irrigation treatments. *Appl. Soil Ecol*. 2017. Vol. 117. P. 46–56.
 95. Nakajima T., Yamada T., Anzoua K., Kokubo R., Noborio K. Carbon sequestration and yield performances of Miscanthus $\times$ giganteus and Miscanthus sinensis. *Carbon Management*. 2018. Vol. 9 (4). P. 415–423. <https://doi.org/10.1080/17583004.2018.1518106>.
 96. Navarro M.C., Pérez-Sirvent C., Martínez-Sánchez M.J., Vidal J., Tovar P.J., Bech J. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: A case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration*. 2008. Vol. 96 (2–3). P. 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2007.04.011>.
 97. Nelson N.D., Meilan R., Berguson W.E., McMahon-B.G., Cai M., Buchman D. Growth performance of hybrid poplar clones on two agricultural sites with and without early irrigation and fertilization. *Silvae Genetica*. 2019. Vol. 68 (1). P. 58–66. <https://doi.org/10.2478/sg-2019-0011>.
 98. Ocumpaugh W.R., Sanderson M.A., Hussey M.A., Read J.C., Tischler C.R., Reed R.L. Evaluation of switchgrass cultivars and cultural methods for biomass

production in the southcentral U.S. Final report. Oak Ridge National Laboratory, 1997.

99. Oliveira L. E., Giordani D. S., Paiva E. M., De Castro H. F., Da Silva M. L. C.P. Kinetic and thermodynamic parameters of volatilization of biodiesel from babassu, palm oil and mineral diesel by thermogravimetric analysis (TG). *J Therm Anal Calorim.* 2013. Vol. 111. P. 155–160.
100. O'Sullivan A.C. Cellulose: the structure slowly unravels. *Cellulose.* 1997. Vol. 4. P. 173–207.
101. Pahl G. Biodiesel: Growing a New Energy Economy. Chelsea Green Publishing, 2005. 368 p.
102. Panacci E., Bartolini S., Covarelli G. Evaluation of four poplar clones in a short rotation forestry in Central Italy. *Italian Journal of Agronomy.* 2009. Vol. 4. P. 191–198.
103. Pettersen R. The Chemical Composition of wood. *Chemistry of solid Wood. Part 2.* American Chemical Society, 1984. P. 57–126.
104. Petukhov V.N., Fomchenkov V.M., Chugunov V.A., Kholodenko V.P. Plant biotest for soil and water contaminated with oil and oil products. *Applied Biochemistry and Microbiology.* 2000. Vol. 36 (6). P. 564–567. <https://doi.org/10.1023/A:1026640421968>.
105. Pidlisnyuk V., Erickson L., Kharchenko S., Stefanovska T. Sustainable land management: growing Miscanthus in soils contaminated with heavy metals. *Journal of Environmental Protection.* 2014. Vol. 5. P. 723–730. <https://doi.org/10.4236/jep.2014.58073>.
106. Planting and Managing Switchgrass as a Biomass Energy crop. Technical Note No.3. USDA, 2009. 20 p.
107. Pogrzeba M., Rusinowski S., Krzyzak J. Macroelements and heavy metals content in Panicum virgatum cultivated on contaminated soil under different fertilization. *Agriculture & Forestry.* 2017. Vol. 63 (1). P. 69–76. <https://doi.org/10.17707/AgricultForest.63.1.08>.
108. Poletto M., Zattera A.J., Santana R.M.C. Thermal decomposition of wood: Kinetics and degradation mechanisms. *Bioresource Technology.* 2012. Vol. 126. P. 7–12.
109. Poorter H., Niinemets U., Poorter L., Wright I.J., Villar R. Causes and consequences of variation in leaf mass per area (LMA): a meta-analysis. *New Phytologist.* 2009. Vol. 182. P. 562–588.
110. Price L., Bullard M., Lyons H., Anthony S., Nixon P. Identifying the yield potential of Miscanthus x giganteus: an assessment of the spatial and temporal variability of M. x giganteus biomass productivity across England and Wales. *Biomass and Bioenergy.* 2004. Vol. 26. P. 3–13. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(03\)00062-X](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00062-X).
111. Prins M.J., Ptasiński K., Janssen, F.J.J.G. Torrefaction of wood: Part 1. Weight loss kinetics. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis.* 2006. Vol. 77(1). P. 28–34. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2006.01.002>.

112. Puglielli G., Crescente M.F., Frattaroli A.R., Gratan L. Leaf mass per area (LMA) as a possible predictor of adaptive strategies in two species of Sesleria (Poaceae): analysis of morphological, anatomical and physiological leaf traits. *Annals Botanic Fennici.* 2015. Vol. 52 (1–2). P.135–143.
113. Richter G. M., Agostini F., Barker A., Costomoris D., Qi A. Assessing on-farm productivity of Miscanthus crops by combining soil mapping, yield modelling and remote sensing. *Biomass and Bioenergy.* 2016. Vol. 85. P. 252–261.
114. Rodrigues. A., Vanbeverem S.P., Costa M., Ceulemans R. Relationship between soil chemical composition and potential fuel quality of biomass from poplar short rotation coppices in Portugal and Belgium. *Biomass Bioenergy* 2017. Vol. 105. P. 66–72.
115. Sadeghpour A., Hashemi M., DaCosta M., Jahanzad E., Herbert S. Switchgrass establishment influenced by cover crop, tillage system, and weed control. *Bioenergy Research.* 2014. Vol. 7. P.1402–1410. <https://doi.org/10.1007/s12155-014-9485-x>
116. Saha M., Eckelman M.J. Geospatial assessment of potential bioenergy crop production on urban marginal land. *Applied Energy.* 2015. Vol. 159. P.540–547. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.09.021>.
117. Saunders J., Izydorczyk M., Levin D.B. Limitations and Challenges for Wheat-Based Bioethanol Production. Economic Effects of Biofuel Production. Canada, 2011. <https://doi.org/10.5772/20258>.
118. Scagline S., Skousen J., Griggs T. Switchgrass and miscanthus yields on reclaimed surface mines for bioenergy production. *JASMR.* 2015. Vol. 4(2). P.80–90. <http://doi.org/10.21000/JASMR15020080>.
119. Scagline-Mellor S., Griggs T., Skousen J., Wolfrum E., Holtskov I. Switchgrass and Giant Miscanthus Biomass and Theoretical Ethanol Production from Reclaimed Mine Lands. *BioEnergy Research.* 2018. Vol. 11. P. 562–573 <https://doi.org/10.1007/s12155-018-9915>.
120. Schweier J., Becker G. Economics of poplar short rotation coppice plantations on marginal land in Germany. *Biomass and Bioenergy.* 2013. Vol. 59. P. 494–502. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.10.020>.
121. Sharma R.K., Bakhshi N.N. Catalytic upgrading of pyrolysis oil. *Energy Fuels.* 1993. Vol. 7(2). P. 306–314. <https://doi.org/10.1021/ef00038a022>.
122. Shen D.K., Gu S., Luo K.H., Bridgwater A.V., Fang M.X. Kinetic study on thermal decomposition of woods in oxidative environment. *Fuel.* 2009. Vol. 88. P. 1024–1030. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2008.10.034>.
123. Sheoran, V., Sheoran, A.S., Poonia, P. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: a review. *International Journal of Soil, Sediment and Water.* 2010. Vol. 3 (2), Art. 13. <http://scholarworks.umass.edu/intljssw/vol3/iss2/13>.
124. Sims R.H., Hastings A., Schlamadinger B., Taylor G., Smith P. Energy crops: current status and future prospects. *Global Change Biology.* 2006. Vol. 12. P. 2054–2076. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01163.x>.

125. Singh R.P., Aqrawal M. (2007). Effect of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants. *Chemosphere*. 2007. Vol. 67(11). P. 2229–2240. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.019>.
126. Skousen J., Brown C. Establishment and growth of switchgrass and other biomass crops on surface mines. *Journal American Society of Mining and Reclamation*. 2014. Vol. 3(1). P. 136–156. <https://doi.org/10.21000/JASMR14010136>.
127. Skousen J., Keene T., Marra M., Gutta B. Reclamation of mined land with switchgrass, miscanthus, and arundo for biofuel production. *Journal American Society of Mining and Reclamation*. 2012. Vol. 2 (1). P. 177–191. <https://doi.org/10.21000/JASMR13010160>.
128. Stettler R.F., Bradshaw H.D., Heilman P.E., Hinckley T.M. Biology of *Populus* and its Implications for Management and Conservation. NRC Research Press, Ottawa, 1996. 546 p.
129. Suadicani K., Evald A., Jakoben H.H. Wood Chips for Energy Production. Technology – Environment – Economy. Trojborg Bogtryk, Aarhus, 1993. 47 p.
130. Swiechowski K., Liszewski M., Babelewski P., Koziel J.A., Biaowiec A. Fuel Properties of Torrefied Biomass from Pruning of Oxytree. *Data*. 2019. Vol. 4. P. 55. <https://doi.org/10.3390/data4020055>.
131. Switchgrass (*Panicum virgatum* L.). A perennial biomass grass for efficient production of feedstock for the biobased economy. Report.NI Agency Ministry of Economic Affairs, Agriculture and Innovation, 2013. 28 p.
132. Szczukowski S., Tworkowski J., Klasna A., Stolarski M. Productivity and chemical composition of wood tissues of short rotation willow coppice cultivated on marginal land. *Rostlinna Vyroba*. 2002. Vol. 48 (9). P. 413–417.
133. Tharakan, P.J., Volk T.A., Lindsey C.A., Abrahamson L.P., White E.H. Evaluating the impact of three incentive programs on cofiring willow biomass with coal in New York State. *Energy Policy*. 2005. Vol. 33 (3). P. 337–347. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2003.08.004>.
134. Thomas R.J. Wood: Structure and Chemical Composition. *ACS Symposium Series*. 1977. Vol. 43. P. 1–23. <https://doi.org/10.1021/bk-1977-0043.ch001>.
135. Tumuluru J.S., Boardman R.D., Wright C.T., Hess J.R. Some Chemical Compositional Changes in Miscanthus and White Oak Sawdust Samples during Torrefaction. *Energies*. 2012. Vol. 5. P. 3928–3947. <https://doi.org/10.3390/en5103928>
136. Ussiri D.A.N., Guzman J.G., Lal R., Somireddy U. Bioenergy crop production on reclaimed mine land in the North Appalachian region, USA. *Biomass and Bioenergy*. 2019. Vol. 125. P. 188–195. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.04.024>.
137. Van den Driessche, R., Thomas, B.R. & Kamelchuk, D.P. Effects of N, NP, and NPKS fertilizers applied to four-year old hybrid poplar plantations. *New Forests*. 2008. Vol. 35. P. 221–233. <https://doi.org/10.1007/s11056-007-9073-4>.
138. Van Ginneken L., Meers E., Guissson R., Ruttens A., Elst K., Tack F.M.G., Vangronsveld J., Diels L., Dejonghe W. Phytoremediation for heavy metal contaminated soils combined with bioenergy production. *J Environ Eng Landsc Manag*. 2007. Vol. 15. P. 227–236. <https://doi.org/10.1080/16486897.2007.9636935>.
139. Verlinden M.S., Broeckx L.S., Van den Bulcke J., Van Acker J., Ceulemans R. Comparative study of biomass determinants of 12 poplar (*Populus*) genotypes in a high-density short-rotation culture. *Forest Ecology and Management*. 2013. Vol. 307. P. 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.062>.
140. Vermerris, W., and Nicholson, R. Phenolic Compound Biochemistry. Springer, Dordrecht, the Netherlands, 2006. 276 pp.
141. Vogel K.P., Sarath G., Saathoff A., Mitchell R. Switchgrass. RSC *Energy and Environment Series No. 3 Energy Crops*. Faculty Publications, 2011. P. 341–380. <http://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/1028>.
142. Volk T.A., Verwijst T., Tharakan P.J., Abrahamson L.P., and White E.H. Growing fuel: A sustainability assessment of willow biomass crops. *Front. Ecol. Environ*. 2004. Vol. 2. P. 411–418. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0411:GFASAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0411:GFASAO]2.0.CO;2).
143. Williams P., Nugranad N. Aromatic Hydrocarbons in the Catalytic Upgrading of Biomass Pyrolysis Oils in the Presence of Steam. Proc. of the 10th Europ. Bioenergy Conf., Wurzburg, Germany, 8–11 Jun., Wurzburg, 1998. P. 1589–1592.
144. Wong M.H. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*. 2003. Vol. 50 (6). P. 775–780. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00232-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00232-1).
145. Wright I.J., Westoboy M., Reich P.B. Convergence towards higher leaf mass per area in dry and nutrient-poor habitats has different consequences for leaf life span. *Journal of Ecology*. 2002. Vol. 90. P. 534–543.
146. Wullschlegel S.D., Davis E.B., Borsuk M.E., Gunderson C.A., Lynd L.R. Biomass production in switchgrass across the United States: Database description and determinants of yield. *Agron J*. 2010. Vol. 102. P. 1158–1168. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0087>.
147. Wullschlegel, S.D., Yin, T.M., DiFazio, S.P., Tschaplinski, T.J., Gunter, L.E., Davis, M.F. and Tuskan, G.A. Phenotypic variation in growth and biomass distribution for two advanced-generation pedigrees of hybrid poplar. *Can. J. For. Res*. 2005. Vol. 35. P. 1779–1789.
148. Yaashikaa P.R., Kumar P.S., Varjani S., Saravan A. A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy *Biotechnology Reports*. 2020. Vol. 28. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00570>.

149. Yan J., Hu Z., Pu Y., Brummer E.C., Ragauskas A.J. Chemical compositions of four switchgrass populations. *Biomass and Bioenergy* 2010. Vol. 34. P. 48–53. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.09.010>.
150. Yang X., Feng Y., He Z., Stoffella P. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 2005. Vol. 18 (4). P. 339–353. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.007>.
151. Zegada-Lizarazu W., Wullschleger S.D., Nair S.S., Monti A. Crop Physiology. *Switchgrass: a valuable biomass crop for energy*. Springer-Verlag, London, 2012. P. 6–86. <https://doi.org/10.1007/978-1-4471-2903-5>.
152. Zhang Ch., Guo J., Lee D.K., Anderson E., Huang H. Growth responses and accumulation of cadmium in switchgrass (*Panicum virgatum* L.) and prairie cordgrass (*Spartina pectinata* Link). *RSC Advances*. 2015. Vol. 102 (5). P. 83700–83706. <https://doi.org/10.1039/C5RA13073E>.
153. Zhang C.Z., Hui T.C., Hun A.T., Seng W.Y., Fong W.K., San H.P., Long L.K., Lin F.S. Anatomical Features, Fiber Morphological, Physical and Mechanical Properties of Three Years Old New Hybrid Paulownia: Green Paulownia. *Res. J. For.* 2016. Vol. 10. P. 30–35.
154. Zhou H., Zhou X., Zeng M., Liao B., Liu L., Yang W., Wu Y., Qiu Q., Wang Y. Effects of combined amendments on heavy metal accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) planted on contaminated paddy soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2014. Vol. 101. P. 226–232. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.01.001>.
155. Ziolkowska J. R. Prospective technologies, feedstocks and market innovations for ethanol and biodiesel production in the US. *Biotechnology Reports*. 2014. Vol. 4. P. 94–98. <http://dx.doi.org/10.1016/j.btre.2014.09.001>.
156. Zuazo V.I.D., Bocanegra J.A.J., Torres F.P., Pleguezuelo C.R.R., Martinez J.R.F. Biomass yield potential of paulownia trees in a semiarid Mediterranean environment (S Spain). *Int. J. Renew. Ener. Res.* 2013. Vol. 3 (4). P. 789–793.
157. Zub H.W., Brancourt-Hulmel M. Agronomic and physiological performances of different species of *Miscanthus*, a major energy crop. A review. *Agron. Sustain Dev.* 2010. Vol. 30 (2). P. 201–214.
158. Zverkovsky V., Kharytonov M., Klimkina I., Sytnyk S., Lovynska V., Mykolenko S., Pardini G., Margui E. Environmental feasibility of forest reclamation of mining dumps of the western Donbass. *Miestų želdynų formavimas* 2018, 1 (15), P. 268–276.
159. Алехнович А.Н., Богомолов В.В., Артемьева Н.В. Совместное факельное сжигание биомасс с углем. *Теплоэнергетика*. 2001. № 2. С. 2–6.
160. Андроханов В.А., Овсянникова С.В., Курачев В.М. Техноземы: свойства, режимы, функционирование. Новосибирск: Наука. Сибирская издательская фирма РАН, 2000. 200 с.
161. Анискин В.И., Голубкович А.В., Сотников В.И. Сжигание растительных отходов в псевдоожиженном слое. *Теплоэнергетика*. 2004. № 6. С. 49–54.
162. Аронов Э.Л. Производство и использование биодизельного топлива (с рапсовым маслом) в сельском хозяйстве Германии. *Техника и оборудование*. 2007. № 4. С. 38–40.
163. Бекаревич Н.Е., Масюк Н.Т. Рекультивация черноземов. *Русский чернозем – 100 лет после Докучаева*. Москва: Наука, 1983. С. 228–241.
164. Белова Н.А. Экология, микроморфология, антропогенез лесных почв степной зоны Украины. Днепр: ДГУ, 1997. 264 с.
165. Белосельский Б.С., Хмелевская Е.Д. Пирогазификация – экономически эффективный и экологически чистый метод подготовки и использования низкосортных топлив на электростанциях. *Теплоэнергетика*. 2004. № 1. С. 26–32.
166. Боговин А.В., Травлеев А.П., Белова Н.А. Теоретико-прикладные аспекты экологии лесных черноземов байрачной степи. *Екологія та ноосферологія*. 2003. Т. 14. № 3–4. С. 33–39.
167. Божко К.М. Микроморфологічні та фізичні властивості ґрунтів південних байраків Дніпропетровської області. *Biosystems Diversity*. 2014. Vol. 1 (22). P. 38–45.
168. Волошук М.Д., Лис Н.М., Ткачук Н.Л., Іванюк Р.С. Економічна та енергетична ефективність вирощування біоенергетичних культур в умовах західного регіону. *Передгірне та гірське землеробство і тваринництво*. 2020. Вип. 68 (I). С. 35–50. [https://doi.org/10.32636/01308521.2020-\(68\)-1-3](https://doi.org/10.32636/01308521.2020-(68)-1-3).
169. Высоцкий С.П., Щебрушенко Е.С. Экологические факторы использования возобновимых энергоресурсов. *Технічні науки*. 2007. № 70. С. 41–54.
170. Гелетуа Г.Г., Железная Т.А. Анализ основных положений «Энергетической стратегии Украины на период до 2030 года» *Промышленная теплотехника*. 2006. Т. 28. № 5. С. 82–92.
171. Гелетуа Г.Г., Железная Т.А. Обзор газификации биомассы. *Экотехнологии и ресурсосбережение*. 1998. № 2. С. 21–29.
172. Гелетуа Г.Г., Железная Т.А., Борисов И.И., Хлатов А.А. Перспективы использования в Украине современных технологий термической газификации и пиролиза биомассы. *Промышленная теплотехника*. 1997. Т. 19. С. 115–120.
173. Гелетуа Г.Г., Железная Т.А. Обзор современных технологий получения жидкого топлива из биомассы быстрым пиролизом. Часть 1. *Экотехнологии и ресурсосбережение*. 2000. № 2. С. 3–10.
174. Гелетуа Г.Г., Железная Т.А. Обзор современных технологий получения жидкого топлива из биомассы быстрым пиролизом. Часть 2. *Экотехнологии и ресурсосбережение*. 2000. № 3. С. 3–12.
175. Гелетуа Г.Г., Железная Т.А. Обзор технологий сжигания древесины с целью выработки тепла и электроэнергии. Часть 1. *Экотехнологии и ресурсосбережение*. 2007. № 5. С. 3–12.
176. Гелетуа Г.Г., Железная Т.А. Обзор технологий сжигания соломы с целью выработки тепла и электроэнергии. *Топливо и энергетика*. 2008. № 6. С. 3–11.

177. Гелетука Г.Г., Железная Т.А., Жовмир Н.М., Матвеев Ю.Б. Современное состояние и перспективы развития биоэнергетики в Украине. *Промышленная теплотехника*. 2005. № 1. Т. 27. С. 78–85.
178. Гелетука Г.Г. Матвеев Ю.Б. Состояние и перспективы развития биогазовых технологий в Украине. Труды Второй Мировой конференции «Биомасса для энергетики». 2008. С. 46–57.
179. Гнап І.В. Вплив азотних добрив на продуктивність і якість біомаси деяких сортів енергетичної верби в умовах західного полісся України. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2018. Вип. 5 (75). <https://doi.org/10.31548/dopovidi2018.05.014>.
180. Горб А. С. Клімат Дніпропетровської області. Дніпропетровськ: Вид-во Дніпропетр. нац. ун-ту, 2006. 204 с.
181. Горб А.С., Мороз К.Ф. (2009). Оцінка й дослідження рекреаційних кліматичних і гідрографічних ресурсів Дніпропетровської області. *Журнал з геології, географії та екології*. 2009. Вип. 17 (3/2). С. 86–90. <https://doi.org/https://doi.org/10.15421/110915>.
182. Горбунов Н.И., Етеревская Л.В., Тунік В.М. Состав, свойства и пригодность для рекультивации пород Байдаковского угольного разреза. *Агрохимия*. 1975. № 9. С. 118–127.
183. Григоренко Л.В., Штепа А.П., Карасьов Ю.Ф., Сотников В.В., Акулова О.В., Шокол І.Д. Еколого-гігієнічна оцінка техногенного забруднення ґрунту антропогенних ландшафтів міста Дніпропетровська кадмієм і свинцем. *Environmemnt and Health*, 2009. Vol. 3. Р. 34–37.
184. Губинский М.В., Шишко Ю.В., Усенко А.Ю. Определение технологических возможностей получения газового топлива путем пиролиза биомассы. *Інтегровані технології та енергозбереження*. 2001. № 2. С. 120–125.
185. Гументик М.Я. (ред.). Вирощування біоенергетичних культур: Монографія. Київ: ТОВ «ЦПКомпринт», 2018. 178 с.
186. Гументик М., Квак В., Замойський О. Урожайність біомаси міскантусу залежно від кліматичних умов, строків і глибини садіння ризомів у Західному лісостепу України. *Bulletin of Lviv National University. Series of Agronomy*. 2013. Vol. 17(1). Р. 76–82.
187. Демидов А.А., Кобець А.С., Грицан Ю.И., Жуков О.В. Пространственная агроэкология и рекультивация земель. – Днепропетровск: Свидлер А.Л., 2013. 560 с.
188. Дідківська Г.Г., Маслюкова З.В., Новицька Є.Г. Сучасний стан та перспективи виробництва біонафти методом швидкого піролізу з лігноцелюлозної біомаси. *Відновлювана енергетика*. 2020. Вип. 3 (62). С. 89–96. <https://doi.org/10.36296/1819-8058>.
189. Дриженко А.Ю. Восстановление земель при горных разработках. Москва: Недра, 1985. 240 с.

190. Евграфкина Г.П. Влияние горнодобывающей промышленности на гидрогеологические и почвенно-мелиоративные условия территорий. Днепропетровск: Монолит, 2003. 200 с.
191. Етеревская Л.В. Рекультивация земель. Київ: Урожай, 1977. 128 с.
192. Жовтомір М.М., Недовесов В.І. Ресурси біомаси енергетичного використання в Україні. *Енергетика і електрифікація*. 2002. № 6. С. 38–45.
193. Зверковский В.Н., Тупика Н.П. Биоэкологическое обоснование лесной рекультивации нарушенных земель. *Биологическая рекультивация нарушенных земель*. Екатеринбург: УРО РАН, 2003. С. 112–124.
194. Зверковский В.Н. Формирование естественного травостоя под пологом искусственно созданной лесной растительности на участках рекультивации. *Вісник Дніпропетровського Університету. Серія «Біологія»*. 2001. Вип.9. Т. 2. С.64–67.
195. Звягинцев Д.Г. Биологическая оценка почв и шкалы для оценки некоторых ее показателей. *Почвоведение*. 1978. № 6. С. 48–54.
196. Ильин В.Б. Элементный химический состав растений. Наука, 1985. 128 с.
197. Івус Г.П., Семергей-Чумаченко А.Б., Зубкович С.А. Статистичні характеристики швидкості вітру над сходом України у січні на фоні кліматичних змін. *Фізична географія та геоморфологія*. 2009. Вип. 57. С. 23–28.
198. Клод Мандиль. Энергетика будущего должна быть чистой, разумной и конкурентоспособной. *Мировая энергетика*. 2007. № 2. С. 9–12.
199. Кобець А.С., Грицан Ю.І., Катан Л.І. Природовідтворення агроландшафтів та зменшення екодеструктивного впливу аграрного виробництва дніпропетровської області на навколишнє середовище. *Екологія і природокористування*. 2013. Вип. 17. С. 16–28.
200. Кожевников Н.В., Заушинченна А.В. Проблема ускоренного почвообразования в рекультивации нарушенных земель. *Вестник Кемеровского государственного университета*. 2015. № 2 (1). С. 26–29. <http://dx.doi.org/10.21603/2078-8975-2015-1-26-29>
201. Костенко И.В. Рекультивация отвалов сульфидных шахтных пород и реанимация промышленных пустошей в рурском каменноугольном бассейне ФРГ. *Рекультивация биологически нарушенных земель*. Екатеринбург, 2003. С. 227–230.
202. Кулик М.І. Вплив умов вирощування на кількісні показники рослин світчграсу (*Panicum virgatum* L.) першого року вегетації. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2012. № 3. С. 62–67.
203. Кулик М.І. Вплив умов вирощування на врожайність фітомаси світчграсу (*Panicum virgatum* L.) другого року вегетації. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2013. № 2. С. 30–35.
204. Курило В.Л., Ганженко О.М., Гументик М.Я., Квак В.М., Фучило Я.Д., Хіврич О.Б., Зиков П.Ю., Гончарук Г.С., Смірних В.М., Горобець А.М., Дубовий Ю.П., Замойський О.І. Методичні рекомендації з технології

вищущування і переробляння міскантусу гігантського. Київ: Інститут біоенергетичних культур і цукрових буряків НААН, 2015. 54 с.

205. Курило В.Л., Гументик М.Я., Гончарук Г.С. Смірних В.М., Горобець А.М., Каськів В.В., Максименко О.В., Мандровська С.М. Методичні рекомендації з проведення основного та передпосівного обробітку ґрунту і сівби проса лозовидного. Київ: Інститут біоенергетичних культур і біопалива НААН, 2012. 26 с.
206. Левин Э.Д. Теоретические основы производства древесного угля. Москва: Лесная промышленность, 1980. 153 с.
207. Лис Н.М., Ткачук Н.Л., Іванюк Р.С. Дослідження впливу елементів технології вищущування на біометричні показники енергетичної верби в умовах західного регіону. *Подільський вісник*. 2018. Вип. 29. С 33–39. <http://188.190.33.56:7980/jspui/handle/123456789/5685>.
208. Мандровська С.М. Світчґрас (*Panicum virgatum* L.) – перспективний інтродуцент для виробництва біопалива в Лісотеппі України. *Наукові праці Інституту біоенергетичних культур і цукрових буряків: зб. наук. праць*. Київ: ФОП Корзун Д.Ю., 2013. Вип. 19. С. 82–84.
209. Марченко А.П., Семенов В.Ф. Альтернативное топливо: на основе производных, рапсового масла. *Химия и технология топлив и масел*. 2003. № 3. С. 31–32.
210. Масюк М.Т. Особенности формирования естественных и культурных фитоценозов на вскрышных горных породах в местах произведенной добычи полезных ископаемых. *Рекультивация земель: Тр. ДСХИ*. 1974. Т. 26. С. 62–105.
211. Матвеев Ю.Б. Опыт эксплуатации крупной биогазовой установки на свиноферме компании «Агро-Овен». «Энергия из биомассы»: тезисы докладов Второй в Украине международной конференции. Киев, 2004. С.247–248.
212. Мірзак О.В. Досвід дослідження ґрунтів великих промислових центрів степової зони України (на прикладі м. Дніпропетровська). *Ґрунтознавство*. 2001. Т. 1. № 1–2. С. 87–92.
213. Мороз О.В., Смірних В.М., Курило В.М. Світчґрас як нова фітоенергетична культура. *Цукрові буряки*. 2011. № 3. С. 12–14.
214. Некрасов В.Г. Проблемы использования биомассы в энергетике. *Энергетическое строительство*. 1992. № 3. С. 58–62.
215. Олейник Є., Жовмір М., Дрозд Л., Словікова Т. Енергетичні плантації. Чи можна зменшити залежність України від імпортованих енергоносіїв? / *Біоенергоресурси*. 2007. № 3. С. 6–9.
216. Павлов В.О. Переметчик В.О. Экологический паспорт г.Днепропетровска Днепр: УкОИМА-пресс, 2000. 112 с.
217. Панічев Р.С. Ринок біодизелю у Європі. Праці II Міжнародної конференції з біодизелю. Київ, 2003. С. 30–32.
218. Рахметов Д.Б., Щербаківа Т.О., Рахметов С.Д. Міскантус в Україні: інтродукція, біологія, біоенергетика. Киев: Phytosociocenter, 2015. 158 р
219. Рильский О.Ф., Масікевич Ю.Г. Мікробіологічна біоіндикація довкілля забрудненого важкими металами та іншими ксенобіотиками. *Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки*. 2012. Вип.3. С. 139–147.
220. Роїк М., Курило В., Гументик М. та ін. Ефективність вищущування високопродуктивних енергетичних культур. *Вісник Львівського національного аграрного університету*. 2011. № 15 (2). http://www.nbu.gov.ua/pjrtal/Chem_Biol/Vldau/Agr/2011_15_2/files.
221. Сергеев В.В. Газогенераторные установки на растительной биомассе. *Энергонабзор-информ*. 2007. № 2 (32). С. 26–28.
222. Сергеев В.В. Нетрадиционные и возобновляемые источники энергии. Часть 1. Возобновляемые источники энергии: учеб. пособие / Л.В. Зысин, В.В.Сергеев. – Санкт-Петербург: Изд-во Политехн. ун-та, 2008. 192 с.
223. Сергеев В.В., Моршин В.Н., Стешенков Л.П. Опыт создания газогенераторной станции на лузге семян подсолнечника. «Возобновляемая Энергетика 2003»: сб. докл. Междунар. конф. Санкт-Петербург, 2003. С. 86–88.
224. Сергеев В.В. Газификация твердого топлива в слоевых газогенераторах. Экономические механизмы инновационной экономики: сборник научных трудов Международной научно-практической конференции. Ч. 3. Санкт-Петербург, 2009. С. 42–46.
225. Узбек І.Х., Галаган Т.І., Гончар Н.В. Еколого-біологічні особливості техногенних ландшафтів степової зони України. *Ґрунтознавство*. 2005. Т. 6, № 1–2. С. 76–81.
226. Узбек І.Х. Еколого-біологічна оцінка едафотопів техногенних ландшафтів степової зони України: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра біол. наук: спец. 03.00.16 „Екологія”. Дніпропетровськ, 2001. 36 с.
227. Усенко А.Ю. Грек А.С., Губинский М.В. Определение технологических возможностей реализации процесса окислительного пиролиза мелкодисперсных отходов биомассы. *Інтегровані технології та енергозбереження*. 2006. № 2. С. 126–130.
228. Фенгел Д., Вегенер Г. Древесина: химия, ультраструктура, реакции. Москва: Лесная промышленность, 1996. 347 с.
229. Хазиев Ф. Х. Системно-экологический анализ ферментативной активности почв. Москва: Наука, 1982. 203 с.
230. Харитонов М.М., Шупранова Л.В. Особливості аеротехногенного забруднення ґрунтів важкими металами поблизу промислових зон. *Наукові праці. Екологія*. 2012. Вип. 167 (179). С. 51–54.
231. Харитонов М.М. Жиленко М.І. Оцінка екологічної безпеки варіантів сільськогосподарської рекультивації у Західному Донбасі. *Вісник Харківського національного аграрного університету*. 2006. № 6. С. 210–212.

232. Харитонов М.М., Жиленко М.І., Криваковська Р.В., Агроєкологічний моніторинг та довгостроковий прогноз засолення рекультивованих шахтних відвалів. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2009. № 4. С. 86–88.
233. Цветкова Н.М., Пахомов О.Є., Сердюк С.М., Якуба М.С. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Ґрунти. Метали в ґрунтах / під заг. ред. проф. Н.М. Цветкової. Дніпропетровськ: Ліра, 2016. 180 с.
234. Шидловський А.К., Стогній Б.С. Паливно-енергетичний комплекс України в контексті глобальних енергетичних перетворень. Українські енциклопедичні знання. Київ, 2004. 468 с.
235. Шматков Г.Г., Кораблева А.И., Черкес А.Я. Экологические последствия антропогенных изменений территории водосбора бассейна р. Самары Днепропетровской. *Антропогенное воздействие на лесные экосистемы степной зоны*. Днепропетровск: ДГУ, 1990. С. 24–30.
236. Шпаар Д., Щербаков В. Растительная биомасса для производства энергии. *Белорусское сельское хозяйство*. Минск. 2007. № 8. С. 21–26.
237. Шрайбер О. А. Використання теплових вторинних енергоресурсів методом термохімічної регенерації. Розрахунок конверсії палива. *Проблеми загальної енергетики*. 2013. Вип. 2. С. 39–42. http://nbuv.gov.ua/UJRN/PZE_2013_2_8.

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА	3
 1. ОГЛЯД СУЧАСНИХ ТЕНДЕНЦІЙ РОЗВИТКУ	
БІОЕНЕРГЕТИКИ В УКРАЇНІ ТА СВІТІ	4
1.1. Теплоенергетичні аспекти використання біопалива	6
1.2. Аналіз способів переробки біомаси	9
1.2.1. Огляд сучасних технологій газифікації біомаси	10
1.2.2. Газифікація біомаси каталітичним методом	12
1.2.3. Сучасні технології анаеробного зброджування	13
1.2.4. Технології спалювання відходів біомаси	15
1.2.5. Технології піролізу	17
1.3. Сировинна база України	20
 2. ОЦІНКА КЛІМАТИЧНИХ ТА ЕДАФІЧНИХ	
ПОКАЗНИКІВ РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ	23
2.1. Загальна характеристика району досліджень	23
2.2. Основні процеси рекультивації порушених земель у ході видобутку	
корисних копалин	26
2.3. Фізико-хімічне та біологічне тестування фітомеліорованих гірничих	
порід Покровського стаціонару рекультивації земель	28
2.4. Ферментативна активність техноземів як	
екологічний фактор	48
2.4.1. Активність гідролітичних ферментів як показник	
накопичення елементів живлення в товщі едафотопів.	50
2.4.2. Окисно-відновна активність едафотопів як складова процесу	
відновлення порушених земель.....	57
 3. ВИРОЩУВАННЯ СІЛЬСКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР	
НА РЕКУЛЬТИВОВАНИХ ЗЕМЛЯХ ЗАХІДНОГО ДОНБАСУ	
ДЛЯ ОТРИМАННЯ БІОПАЛИВНОЇ СИРОВИНИ	65
3.1. Аналіз ґрунтових профілів рекультивації шахтних відвалів	
Західного Донбасу	65

3.2. Особливості водного режиму ґрунту і розвиток кореневої системи рослин залежно від способів рекультивациі	73
3.3. Ріст і формування продуктивності сільськогосподарських культур залежно від способів рекультивациі земель і добрив	82
3.3.1. Продуктивність сортів озимої пшениці за різних попередників	83
3.3.2. Збір соломи ярого ячменю.....	88
3.3.3. Збір соломи кукурудзи за різних попередників	90
3.3.4. Зміна кількості соломи зернових культур під впливом родючості техногенних едафотопів і добрив.....	95
3.3.5. Продуктивність багаторічних бобових трав.....	97
3.3.6. Біопродуктивність сільськогосподарських культур на землях, рекультивованих лучно-чорноземним ґрунтом	99
3.3.7. Визначення енергоємності рослинницької продукції сільськогосподарських культур	101
 4. ОЦІНКА ПЕРСПЕКТИВ ВИРОЩУВАННЯ МІСКАНТУСУ ТА СВІТЧГРАСУ НА МАЛОПРОДУКТИВНИХ ЗЕМЛЯХ ДЛІЯ ВИРОБНИЦТВА БІОПАЛИВА	103
4.1. Біологічна характеристика та технології вирощування міскантусу і світчграсу	104
4.2. Оцінка перспектив вирощування різних видів міскантусу на малопродуктивних землях	107
4.3. Біоенергетичний потенціал міскантусу та світчграсу за умов вирощування на рекультивованих землях	112
4.3.1. Матеріали і методи дослідження	112
4.3.2. Продуктивність міскантусу та світчграсу на різних типах гірничих субстратів.	114
4.3.3. Вплив ґрунтових домішок на врожайність міскантусу та світчграсу на малопродуктивних землях	122
4.3.4. Акумуляція важких металів біомасою світчграсу та міскантусу ..	136

4.3.5. Теплові характеристики біомаси міскантусу і світчграсу вирощеної на гірничих субстратах. Вплив ґрунтових домішок на теплову поведінку біомаси.....	127
 5. ОЦІНКА ПОТЕНЦІАЛУ ЕНЕРГЕТИЧНИХ ДЕРЕВНИХ КУЛЬТУР НА РЕКУЛЬТИВОВАНИХ ЗЕМЛЯХ	137
5.1. Технології вирощування деревних порід для отримання біопаливної сировини.....	137
5.2. Екологічне обґрунтування вирощування деревних порід на шахтних відвалах та ділянках рекультивациі у Західному Донбасі	42
5.3. Продуктивний потенціал тополі на техноземах	149
5.4. Термохімічна трансформація біомаси деревних рослин	155
5.4.1. Термічна деградація деревини спонтанної флори техноземів.....	160
5.4.2. Порівняльний аналіз термічних характеристик різновікової деревини айланту найвищого	163
5.4.3. Термоліз деревини павловнії, вирощеної на різних типах техноземів	164
 ВИСНОВОК	168
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ.....	170

Наукове видання

**М. М. Харитонов,
М. Г. Бабенко,
Н. В. Мартинова,
І. В. Рула, Н. В. Гончар,
О. О. Гаврюшенко,
І. І. Клімкіна,
О. В. Золотовська,
Л. А. Фролова**

**КОМПЛЕКСНА ЕКОЛОГІЧНА
ОЦІНКА СТВОРЕННЯ
ЕНЕРГЕТИЧНИХ ПЛАНТАЦІЙ
НА РЕКУЛЬТИВОВАНИХ ЗЕМЛЯХ
МОНОГРАФІЯ**

За редакцією д. с.-г. наук, проф. М. М. Харитонova

Підписано до друку з оригінал-макета 30.12.2020.
Формат 60x84/16. Гарнітура Times. Ум. друк. арк. 11,16.
Наклад 70 прим. Зам. № 354.

Видавництво та друкарня ПП «Ліра ЛТД»
49107, м. Дніпро, вул. Наукова, 5
Свідоцтво про внесення до Держреєстру
ДК № 6042 від 26.02.2018.